

UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA
ESCOLA POLITÉCNICA SUPERIOR
DEPARTAMENTO DE ENXEÑARÍA AGROFORESTAL



**MODELIZACIÓN DEL CRECIMIENTO DE QUINCE
ESPECIES FORESTALES COMERCIALES DEL BOSQUE
ALUVIAL INUNDABLE DE LA AMAZONÍA PERUANA**

TESIS DOCTORAL

JUAN ROMMEL BALUARTE VÁSQUEZ

INGENIERO FORESTAL

2011

UNIVERSIDADE DE SANTIAGO DE COMPOSTELA
ESCOLA POLITÉCNICA SUPERIOR
DEPARTAMENTO DE ENXEÑARÍA AGROFORESTAL



**MODELIZACIÓN DEL CRECIMIENTO DE QUINCE ESPECIES
FORESTALES COMERCIALES DEL BOSQUE ALUVIAL
INUNDABLE DE LA AMAZONÍA PERUANA**

Autor: JUAN ROMMEL BALUARTE VÁSQUEZ

INGENIERO FORESTAL

Memoria para optar al grado de Doctor realizada bajo la dirección de los Doctores Profesores del
Departamento de Enxeñaría Agroforestal de la Universidade de Santiago de Compostela

VºBº

EL DIRECTOR DE LA TESIS

VºBº

EL CODIRECTOR DE LA TESIS

JUAN GABRIEL ÁLVAREZ GONZÁLEZ
Lugo, julio de 2011

CARLOS ANTONIO LÓPEZ SÁNCHEZ
Lugo, julio de 2011



Departamento de Ingeniería Agroforestal
Escuela Politécnica Superior
Universidad de Santiago de Compostela

Los **Drs. Juan Gabriel Álvarez González** y **Carlos Antonio López Sánchez** del Departamento de Ingeniería Agroforestal de la Universidad de Santiago de Compostela, **informan:**

Que la memoria titulada “MODELIZACIÓN DEL CRECIMIENTO DE QUINCE ESPECIES FORESTALES COMERCIALES DEL BOSQUE ALUVIAL INUNDABLE DE LA AMAZONÍA PERUANA”, que para obtener el grado de Doctor presenta **D. Juan Rommel Baluarte Vásquez**, ha sido realizado bajo nuestra dirección. Considerando que el trabajo está finalizado y es materia de tesis, autorizamos su presentación.

Y para que así conste a los efectos oportunos, firmamos la presente en Lugo a 1 de septiembre de 2011.

Dr. Juan Gabriel Álvarez González Dr. Carlos Antonio López Sánchez

AGRADECIMIENTOS

Los estudios de doctorado constituyen siempre desafíos, sobre todo para estudiantes latinos que en conquista de conocimientos se alejan de su país para alcanzar el éxito. Este documento es el resultado de un esfuerzo que tuvo dos etapas bien marcadas, una primera etapa de reconocimiento y aprendizaje de métodos y técnicas de modelización forestal y una segunda etapa de afianzamiento de los conocimientos. No obstante, la meta alcanzada no hubiera sido posible si no se hubiera contado con la ayuda de muchas personas que han colaborado durante mi estancia en la EPS Lugo. En consecuencia, quisiera manifestar mi agradecimiento a las siguientes personas:

En primer lugar agradecer al director de tesis, Juan Gabriel Álvarez González por su sabiduría, paciencia y comprensión, quien desde el primer momento, estuvo siempre atento para solucionar los problemas que fueron surgiendo; pero no solo me ayudó con sus comentarios y correcciones, sino también moralmente, animándome a seguir adelante en los momentos difíciles. También quiero manifestar mi reconocimiento a Carlos López Sánchez – Co Director de la tesis, quien con sus valiosos comentarios y conocimientos de informática ha contribuido a dar valor agregado a la tesis.

Agradecer también a Felipe Crecente, quien en la primera etapa de mi estancia en la EPS de Lugo me asistió en la formulación de los modelos de crecimiento, a Ulises Diéguez, Marcos Barrio y Fernando Castedo por su buena disposición a absolver numerosas dudas.

A Alberto Rojo y Maria Almudema Pérez por su siempre cordial amistad. A los profesores de la EPS de Lugo: Guillermo Riesco, Ana Daría Ruiz, Roque Rodríguez. A los compañeros del Laboratorio de Dasometría e Inventariación con los que he compartido el ambiente durante la primera y segunda etapa que estuve en la EPS Lugo: Miguel Balboa, Héctor Ferreiro, Fernando Pérez, Ivonne Pulido.

A todos que gentilmente me han asistido cotidianamente facilitándome la estancia con la logística o absolviendo alguna inquietud relacionada con la tesis. A todos aquellos amigos que me han abierto las puertas de su hogar para pasar momentos de entretenimiento en compañía de su familia. A todos ellos, espero algún día retribuir en mi país la amistad brindada.

A mi esposa y queridas hijas que han sabido comprender y superar estoicamente mi alejamiento temporal de casa.

Al Programa Al β an - Programa de Becas de Alto Nivel de la Unión Europea para América Latina y a la Organización Internacional de Maderas Tropicales que sufragaron mi estancia en la EPS Lugo en la primera y segunda etapa de la tesis, respectivamente.

Finalmente, quiero hacer un reconocimiento al Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana – IIAP por facilitar los datos de campo de las parcelas permanentes del bosque del llano inundable, sin cuyo apoyo no habría sido posible generar esta tesis.

ÍNDICE GENERAL

1. JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS	1
2. INTRODUCCIÓN	4
2.1. Descripción del ecosistema	4
2.2. Características, distribución geográfica y usos de las especies forestales comerciales	10
2.2.1. <i>Aniba</i> sp.	10
2.2.2. <i>Cedrela odorata</i> Linnaeus	11
2.2.3. <i>Ceiba samauma</i> (C. Martius & Zuccarini) Schumann	12
2.2.4. <i>Endlicheria verticillata</i> Mez	13
2.2.5. <i>Guarea macrophylla</i> M. Vahl	14
2.2.6. <i>Guatteria</i> sp.	14
2.2.7. <i>Hura crepitans</i> L.	15
2.2.8. <i>Maquira coriacea</i> (Karsten) C.C. Berg	16
2.2.9. <i>Minquartia guianensis</i> Aublet	17
2.2.10. <i>Ocotea cernua</i> (Nees) Mez	18
2.2.11. <i>Oxandra sphaerocarpa</i> R.E. Fries	19
2.2.12. <i>Terminalia oblonga</i> (Ruíz López & Pavón) Steudel	19
2.2.13. <i>Unonopsis floribunda</i> R.E. Fries	20
2.2.14. <i>Virola elongata</i> (A. DC.) A.C. Smith	21
2.2.15. <i>Virola pavonis</i> (A. DC.) A.C. Smith	22
2.3. Modelización forestal	23
2.3.1. Conceptos básicos	23
2.3.1.1. Concepto de crecimiento y producción	23
2.3.1.2. Concepto de modelo y modelado	24
2.3.1.3. Concepto de simulación y modelo matemático	24
2.3.2. Modelos de crecimiento forestal	25
2.3.3. Clasificación de los modelos de crecimiento	27
2.3.3.1. Modelos de masa	28
2.3.3.2. Modelos de árbol individual	29
2.3.3.3. Modelos de clases diamétricas	29
2.3.3.4. Modelos de proceso	30
2.3.4. Antecedentes sobre modelización del crecimiento de especies forestales del bosque húmedo tropical en Perú	30
3. MATERIAL Y MÉTODOS	33
3.1. Localización	33
3.2. Clima	34
3.3. Clases de aguas y tipos de inundaciones	36

3.4. Suelos y fisiografía	38
3.5. La extracción de madera y su importancia económica	40
3.6. Número, tamaño y forma de las parcelas de crecimiento	42
3.7. Replanteo de la parcela y subparcelas	42
3.8. Marcado, numeración y medición de la posición de los árboles	43
3.9. Procedencia de los datos de campo	44
3.10. Descripción de las variables registradas	46
3.10.1. Diámetro del fuste	46
3.10.2. Altura del fuste	51
3.10.3. Parámetro "tendencia del árbol"	52
3.10.3.1. La posición de la copa	52
3.10.3.2. La forma de la copa.	53
3.10.3.3. Forma del fuste	55
3.10.4. Fenología de especies comerciales	57
3.11. Procesamiento de datos y variables dasométricas	59
3.11.1. Número de pies por hectárea	59
3.11.2. Sección del árbol	59
3.11.3. Área basimétrica	59
3.11.4. Basal área of largest tres (BAL)	60
3.11.5. Basal área of largest trees modificado (BALMOD)	60
3.11.6. Índice de valor de importancia	60
3.12. Análisis estadístico	61
3.12.1. Análisis de varianza	61
3.12.2. Regresión lineal	63
3.12.3. Regresión no lineal	64
3.12.4. Regresión con datos longitudinales en modelos de crecimiento	65
3.12.5. Evaluación de los modelos	67
3.12.6. Estadísticos de ajuste	67
3.12.6.1. Sesgo	67
3.12.6.2. Error medio absoluto	68
3.12.6.3. Raíz del error medio cuadrático	68
3.12.6.4. Coeficiente de determinación	68
3.12.7. Análisis gráfico	68
3.12.8. Validación de modelos	69
3.12.9. Otros análisis y diagnósticos estadísticos	70
3.13. Caracterización de las distribuciones diamétricas	70
3.13.1. Elaboración de los datos	71
3.14. Función de densidad empleada y estimación de sus parámetros	79

3.15. Características de la estructura espacial de las parcelas	84
3.15.1. Análisis de la distribución espacial de los árboles	84
3.15.1.1. Estimación de la intensidad	86
3.15.1.2. Estimación de las propiedades de segundo orden	86
3.15.2. Análisis de la distribución espacial de los árboles por categorías	89
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	91
4.1. Caracterización de las distribuciones diamétricas	91
4.1.1. Valores de los parámetros de la función de Weibull biparamétrica	91
4.1.2. Análisis de la mejor metodología para asignar el valor a la constante k	94
4.2. Caracterización de la estructura espacial de las parcelas	101
4.2.1. Análisis del patrón espacial en función del interés comercial de la especie	101
4.2.2. Análisis del patrón espacial del paso a fustal	105
4.2.3. Análisis del patrón espacial según diámetros	111
4.3. Estructura de la población, ritmos reproductivos y crecimiento de las quince especies estudiadas	113
4.3.1. <i>Aniba</i> sp.	117
4.3.2. <i>Cedrela odorata</i> Linnaeus	123
4.3.3. <i>Ceiba samauma</i> (C. Martius & Zuccarini) Schumann	129
4.3.4. <i>Endlicheria verticillata</i> Mez	135
4.3.5. <i>Guarea macrophylla</i> M. Vahl	141
4.3.6. <i>Guatteria</i> sp.	147
4.3.7. <i>Hura crepitans</i> L.	153
4.3.8. <i>Maquira coriacea</i> (Karsten) C.C. Berg	159
4.3.9. <i>Minquartia guianensis</i> Aublet	166
4.3.10. <i>Ocotea cernua</i> (Nees) Mez	173
4.3.11. <i>Oxandra sphaerocarpa</i> R.E. Fries	178
4.3.12. <i>Terminalia oblonga</i> (Ruíz López & Pavón) Steudel	184
4.3.13. <i>Unonopsis floribunda</i> R.E. Fries	190
4.3.14. <i>Virola elongata</i> (A. DC.) A.C. Smith	196
4.3.15. <i>Virola pavonis</i> (A. DC.) A.C. Smith	202
5. CONCLUSIONES	209
6. BIBLIOGRAFÍA	216

1. JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS

El mapa forestal del Perú (INRENA, 1996) señala que la superficie del territorio nacional es de 1.285.215,60 km², de los cuales 826.213 km², es decir, el 67,3% son bosques. De esta cifra 757.000 km² son bosques naturales y 105.000 km² corresponde a tierras con aptitud forestal. El 92,73% de los bosques naturales se encuentran ubicados en la región de la selva, constituyendo los bosques húmedos tropicales, con diferentes especies maderables de valor comercial.

A fin de generar desarrollo a partir de los recursos forestales, el estado peruano categorizó los bosques, estableciendo dentro de la clasificación los bosques con producción permanente para la extracción de especies forestales con fines maderables y no maderables. Estos bosques son del orden de 24.586,458 km², de esta cifra, corresponde a la región Loreto 14.782,302 km², ubicadas en su gran mayoría en la llanura de inundación.

Asimismo, la Ley Forestal y de Fauna Silvestre, promulgada en el 2001, ha introducido el concepto de manejo forestal como una herramienta para fomentar el aprovechamiento sostenido de los bosques de producción permanente otorgados a través de concesiones forestales de hasta 40 mil hectáreas para ser aprovechados en el plazo máximo de 40 años. Al respecto, el balance efectuado por la OIMT (Organización Internacional de Madera Tropical; en inglés ITTO, International Tropical Timber Organization) sobre la ordenación forestal sostenible en América Latina en el marco del objetivo 2000, concluye en la importancia de generar información científica sobre la dinámica de los bosques naturales a través del establecimiento y mantenimiento de parcelas de crecimiento para dar seguimiento a las actividades de manejo emprendidas en los proyectos (Dourojeanni, 2008).

A pesar de la existencia del marco legal propicio, muy poco se ha avanzado para generar información científica consistente que contribuya a aprovechar sosteniblemente las especies forestales comerciales en los bosques inundables. Los estudios relacionados con el crecimiento y la producción de especies comerciales son todavía escasos y se refieren en su mayor parte a aspectos parciales del crecimiento y la producción, o a cuestiones nutricionales, ecológicas o a silvicultura en plantaciones. No obstante, estos estudios son importantes por que contribuyen a sentar las bases para el manejo de las especies forestales, sobre todo en las condiciones de bosque húmedo tropical donde el proceso de producción depende en gran medida de factores naturales que están fuera del control humano.

En general, el manejo de los bosques en el trópico se basa fundamentalmente en el efecto de los tratamientos silviculturales en la regeneración natural, de modo que las intervenciones silviculturales estén orientadas a crear las condiciones apropiadas, sobre todo de luz para el establecimiento de las especies deseables (Whitmore, 1990), bajo el supuesto que la interacción con otros organismos bióticos (plantas, animales y otros organismos vivos) será favorable; sin

embargo, en las condiciones de bosque aluvial inundable la incidencia de los organismos abióticos (inundación y sequía) es determinante para el establecimiento de la regeneración natural (Nebel *et al.*, 2000c, Nebel & Baluarte, 2002b). En una situación como esta, resulta que, aunque existe el conocimiento, hay poco control sobre el proceso de funcionamiento del sistema, requisito imprescindible para predecir la futura cosecha (Sitoe, 2000).

En lo que se refiere estrictamente al crecimiento y la producción de especies forestales comerciales en masas naturales inundables, el trabajo más importante realizado en Loreto hasta la fecha es el de Nebel (1999) en su tesis doctoral, del que se han derivado algunos modelos de crecimiento y producción de las especies *Maquira coriacea* (Nebel, 2000b) y *Minquartia guianensis* (Nebel, 2000a). Posteriormente, este mismo autor junto con otros investigadores desarrollaron modelos de crecimiento y producción de otras especies forestales comerciales como *Hura crepitans* y *Terminalia oblonga* (Nebel & Baluarte, 2000), *Virola pavonis* (Nebel & Baluarte, 2002a; Strandby *et al.*, 2000), *Guarea macrophylla* y *Calycophyllum spruceanum* (Baluarte & Nebel, 2002) o *Hura crepitans* (Baluarte, 2006). Más adelante, Baluarte (2005) y Baluarte & Álvarez-González (2008) desarrollaron modelos de crecimiento en diámetro para *Cedrelinga catenaeformis* y *Virola elongata*, respectivamente. Si bien es cierto que se ha avanzado algo en estos últimos años, es necesario continuar con estos esfuerzos para alcanzar a los gestores de bosques información fiable que contribuya a mejorar la ordenación forestal sostenible.

En el bosque tropical heterogéneo la competencia entre pies juega un rol importante en el crecimiento de los árboles (Vanclay, 1994, Gadow *et al.*, 2001), por tal motivo, en el presente estudio se han ajustado modelos de crecimiento en diámetro que incluyen factores de competencia entre pies en el escenario de baja, media y alta competencia, con el propósito de determinar los incrementos diamétricos de las especies comerciales en condiciones más reales.

Con el fin de complementar la información sobre crecimiento en diámetro, se ha recabado y procesado datos sobre los ritmos reproductivos, temperamento ecológico y estructura de las especies forestales de interés comercial en los bosques estudiados. Adicionalmente, se ha analizado la información climática de la zona y se ha revisado información bibliográfica sobre el comportamiento histórico del clima en la Amazonía. Toda esta información ha sido utilizada para recomendar los sistemas silviculturales de selección más apropiados para el aprovechamiento de las especies forestales estudiadas en el marco del ordenamiento forestal sostenible.

El objetivo fundamental que se persigue con esta tesis es contribuir a organizar el manejo de los bosques aluviales inundables de la selva baja peruana, para dicho propósito se ha elaborado para las principales especies de interés comercial un modelo de crecimiento en diámetro que permita una estimación más fiable del incremento de las especies forestales comerciales y que por tanto facilite la gestión sostenible de estos bosques, principal fuente de abastecimiento de materia prima del parque industrial maderero en el selva baja peruana. Del mismo modo, se analizan el temperamento ecológico y los ritmos reproductivos de las plantas para planificar el manejo de la regeneración natural de las especies forestales comerciales, considerando la

incidencia de los cambios a través del tiempo de los factores climáticos en los tres tipos de bosques estudiados.

A partir de las estimaciones generadas por los modelos de crecimiento elaborados y su relación con los aspectos antes mencionados, se pretende ofrecer a los gestores de bosques una orientación para establecer el turno de corta óptimo y pautas para el manejo de la regeneración natural que contribuyan a gestionar sosteniblemente los bosques aluviales inundables, asegurando la reposición natural del bosque sin que afecte a sus funciones básicas, y la producción futura de madera y servicios ambientales.

Este objetivo general se materializará a través de los siguientes objetivos específicos:

1. Elaborar un modelo de crecimiento en diámetro de quince especies forestales comerciales del bosque aluvial inundable que incluya factores de competencia entre pies: baja, media y alta.
2. Determinar el incremento diamétrico medio y máximo de las quince especies forestales comerciales por clases diamétricas.
3. Determinar la estructura por clase diamétrica de las quince especies forestales comerciales por cada uno de los tres tipos de bosques estudiados.
4. Analizar y determinar el temperamento ecológico de las quince especies forestales comerciales.
5. Fundamentar el comportamiento histórico del clima en la Amazonía y su incidencia en el manejo de los bosques inundables a la luz de los resultados del presente estudio.
6. Recomendar los sistemas silviculturales de selección más apropiados para el manejo de las quince especies forestales seleccionadas.

2. INTRODUCCIÓN

2.1. Descripción del ecosistema

Según FAO (2006), los bosques cubren algo menos de 4 mil millones de hectáreas lo que significa el 30% del área total de la tierra, aproximadamente el 45% corresponde a los llamados bosques tropicales y subtropicales, ubicados mayormente en América del Sur, África y parte de Asia, el resto, o sea el 55% corresponde a los llamados bosques templados, ubicados casi en su totalidad en el Hemisferio Norte, Europa, EEUU y Canadá (Figura 2.1).

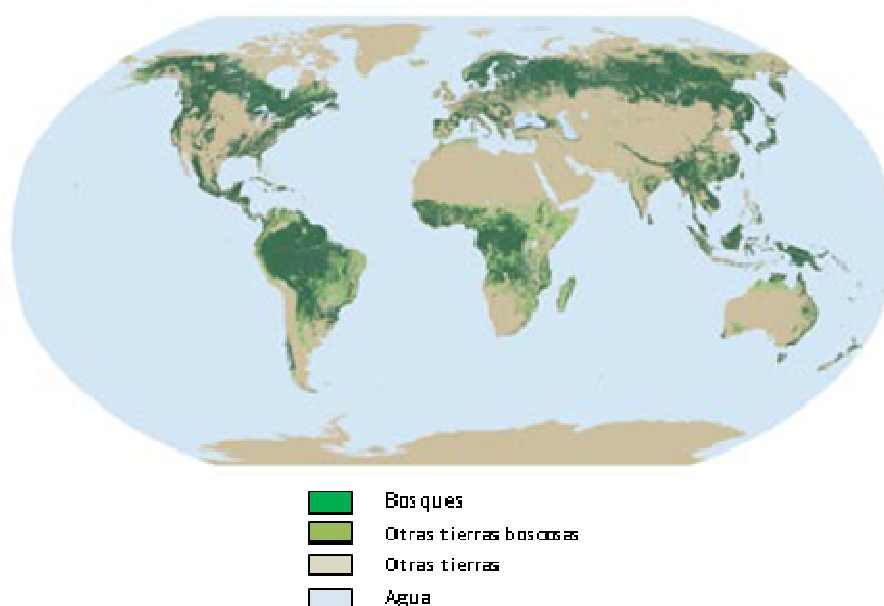


Figura 2.1. Los bosques del mundo.

De entre los 10 países del mundo que cuentan con mayor área boscosa, Perú ocupa el noveno lugar después de Indonesia, con 69 millones de hectáreas. A nivel de Suramérica, Perú ocupa el segundo lugar después de Brasil (FAO, 2006).

El bosque húmedo tropical se distribuye sobre África, Asia y América; correspondiendo el 46% a América Latina (Budowski, 1966). En el Perú estos bosques se encuentran en la región oriental su distribución geográfica es amplia y tipifica la denominada selva baja por debajo de los 500 msnm. La mayor parte de estos bosques (62,1 millones de hectáreas) están conformados por tierras aluviales que están expuestas a inundaciones anuales de los ríos ricos en nutrientes que nacen en los Andes, constituyendo la planicie inundable de la Amazonía peruana; entre las localidades diseminadas por esta zona de vida se tiene a Yurimaguas, Iquitos y Requena; el dosel vegetativo se caracteriza por un bosque alto, exuberante, tupido y cargado de plantas parásitas y epífitas (Salo *et al.*, 1986).

El distrito Jenaro Herrera (04°55'S - 73°44'O) está ubicado en la parte baja del río Ucayali, en la selva baja de la Amazonía peruana, aproximadamente a 180 km al sur de Iquitos (la ciudad más importante de la Amazonía peruana y capital del departamento de Loreto). Jenaro Herrera cuenta con una estratégica ubicación (al frente de la Reserva Nacional Pacaya – Samiria) y forma parte del área de amortiguamiento de esta reserva. Esta situación le confiere una enorme importancia desde el punto de vista del potencial de sus recursos y su utilización por los pobladores asentados en dicho distrito. Estudios realizados estiman que el 49% de los pobladores dependen de actividades extractivas, la mayor parte de los recursos extraídos son para subsistencia (58%) y el restante 42% son destinados a la comercialización. Entre las actividades extractivas, la pesca ocupa un 59% de importancia, seguido de la extracción de recursos forestales con 32% y finalmente la caza con 9% (Kvist *et al.*, 2001b).

Jenaro Herrera muestra dos paisajes marcadamente distintos: por un lado la planicie aluvial fluvial, inundada estacionalmente durante el periodo de creciente del río Ucayali, y la zona de altura "tierra firme", no influenciada por las variaciones estacionales del nivel de agua del río Ucayali (López & Freitas, 1990).

La misma fuente reconoce en la tierra firme tres unidades fisiográficas: la "terrazza baja", "la terraza alta" y la "colina baja". Igualmente, en la llanura aluvial, Paredes *et al.* (1998) distinguen dos geoformas, por un lado, el "complejo de orillales" formado por suelos recientes, que sigue el cauce del río y que está sometido a procesos erosivos y sedimentarios de carácter continuo; y por otro, la "llanura de desborde" o cuenca inundable que casi no presenta rasgos recientes de migraciones fluviales y que, sin embargo, está sometida mayormente a procesos de sedimentación. Añade, también, que los complejos de orillales están conformados por playas, barriales, bajiales, cochas, restingas bajas y restingas medias; mientras que las llanuras de desborde están constituidos por restingas bajas, bajiales y restingas medias.

Los principales ríos de la cuenca amazónica poseen llanuras aluviales que cubren un área total de 300.000 km² (Junk, 1993; Irion *et al.*, 1997). En la Amazonía peruana esta área incluye 62.100 km² de tierras aluviales que están expuestas a inundaciones anuales de los ríos ricos en sedimentos que nacen en los Andes (Salo *et al.*, 1986). En la circunscripción de Jenaro Herrera esta área está representada por 133.500 ha (López & Freitas, 1990).

La productividad de las llanuras aluviales que son inundadas por ríos de "agua blanca"¹ se incrementa debido a los nutrientes que se depositan durante la inundación anual, mientras que por otro lado, los ciclos de inundaciones largas o irregulares suspenden temporalmente el crecimiento de los árboles y arbustos (Gill, 1970; Crawford, 1982; Junk, 1989). En la Amazonía, las condiciones de relativa fertilidad de los suelos de la llanura aluvial (Paredes *et al.*, 1998; Nebel *et al.*, 2000a), combinadas con patrones de inundaciones monomodales previsibles, y el fácil acceso, hacen atractivas estas áreas para actividades humanas y asentamientos poblacionales

¹ Los ríos de "agua blanca": son aguas turbias, contienen grandes cantidades de sedimentos suspendidos así como una considerable concentración de nutrientes, y su reacción es casi neutra.

(Kvist & Nebel, 2000). En comparación, las áreas más extensas de tierra firme usualmente presentan suelos pobres en nutrientes (García *et al.*, 1975) (Tabla 2.1), inadecuados para el cultivo permanente y se encuentran más alejados de los ríos principales, lo que dificulta el transporte. Cuando llegaron los conquistadores, las llanuras aluviales estaban más densamente pobladas que la tierra firme (Meggers, 1971); inclusive hoy en día, la población rural de la selva baja peruana sigue dependiendo de manera predominante de los recursos de la llanura aluvial (Hiraoka, 1985; De Jong, 1995).

Tabla 2.1. Características químicas de los suelos aluviales y de la tierra firme en Jenaro Herrera. Restinga alta, Restinga baja y Tahuampa son zonas con diferente periodo de inundación anual (ver tabla 2.3 para descripción).

Elemento	Unidad de Medida	Suelo aluvial			Unidad de medida	Tierra firme	
		Restinga Alta	Restinga baja	Tahuampa		Suelo	Sub suelo
pH	-	5,70	6,30	5,50	-	3,53	3,68
Mat. orgánica	%	0,83	0,69	0,70	%	4,81	2,13
Ca ²⁺	cmol+/kg	10,51	11,32	14,29	meq/100	2,43	2,16
Mg ²⁺	cmol+/kg	3,06	3,26	5,16	meq/100	0,61	0,49
K ⁺	cmol+/kg	0,22	0,23	0,26	meq/100	0,17	0,14
P	mg/kg	80,07	64,28	46,97	% ppm	5,07	1,28
Na ⁺	cmol+/kg	0,21	0,20	0,23	meq/100	0,24	0,26

En Jenaro Herrera y en otras regiones del país, muchos de los habitantes de la llanura aluvial preservan un profundo conocimiento del entorno de la llanura aluvial y de sus recursos (Kvist & Nebel, 2000); por ejemplo, manejan sistemas agrícolas de corta duración y desarrollan cultivos específicamente adaptados a las llanuras aluviales como arroz en barreal y restinga baja, maíz y yute en restinga baja, yuca en restinga alta y cultivan además madera de capirona y cedro en la restinga alta (De Jong, 2001). De esta manera, sus prácticas y experiencias tradicionales podrían brindar una visión valiosa para el manejo eficaz de la llanura aluvial (Kvist & Nebel, 2000).

La FAO (1993) declaró que la extracción comercial de madera de los bosques de la llanura aluvial del Brasil ha probado ser una alternativa económica para las industrias forestales de la Amazonía brasilera, similar situación ocurre en nuestra región donde más del 73% de la materia prima que procesa el parque industrial maderero en Loreto, procede de esta zona.

Sin embargo, la excesiva extracción de los recursos de la llanura aluvial, así como la conversión del uso de la tierra, se constituyen como una de las mayores amenazas para sus poblaciones de plantas y animales. Los extractores de recursos penetran grandes distancias a través de los bosques inundados, buscando, peces, madera valiosa y "carne del monte²", que luego venden en grandes cantidades en los mercados de la región. Como consecuencia de esta actividad extractiva, ya han disminuido un gran número de las poblaciones de animales y plantas de valor comercial, lo que podría poner en riesgo su diversidad genética (FAO, 1993). Es muy probable que se incremente más la extracción de algunos recursos de la llanura aluvial inundable, pues existe una población que va extendiéndose en la llanura aluvial o cerca de ellas, que aspiran

² "Carne del monte".- se denomina así a la carne de animales silvestres que es comercializada en estado fresco, salado o ahumado, en los mercados de las grandes ciudades y pueblos rurales

a mejores niveles de vida; sin embargo, por el momento, su mejor opción económica parece orientarse a la intensificación de la extracción de recursos de la llanura aluvial inundable, debido a que los sistemas de producción agrícola no han desarrollado tecnologías que utilicen eficientemente las tierras más fértiles de los ecosistemas aluviales (Kvist & Nebel, 2000). No obstante, en el departamento de Loreto (Perú), recientemente se hizo un llamado a la producción agrícola intensificada en la llanura aluvial debido a sus condiciones edáficas superiores en comparación con la tierra firme (IIAP, 1997).

Aunque los bosques del llano inundable por naturaleza están adaptados a algunas grandes perturbaciones como los cambios de cauce de los ríos, las consecuencias de conversiones extensas son inciertas y deberían evitarse en lo posible (Kvist & Nebel, 2000) ya que existe evidencia de una unión indivisible entre los bosques inundables y la fauna ictiológica (Anderson, 2005).

La vegetación de Jenaro Herrera

La exuberante vegetación de Jenaro Herrera ha sido motivo de interés tanto con fines de aprovechamiento industrial como para estudio por acuciosos investigadores nacionales y extranjeros. Sólo en un área de 220.000 ha, López & Freitas (1990), basados en fotografías aéreas examinaron y categorizaron 11 tipos de vegetación. Sin duda, entre los 11 tipos de vegetación categorizadas, uno de los más importantes por su contribución a la economía de la región amazónica son los bosques aluviales inundables. Según FAO (1993), la extracción comercial de madera de los bosques de la llanura aluvial de Brasil ha probado ser una "bendición" económica para las industrias forestales de la zona, dado que en 1973 abastecieron el 80% de la madera amazónica y el 60% en 1981. Igualmente, en el Perú, Kvist & Nebel (2000), basados en estadísticas del Instituto Nacional de Recursos Naturales (INRENA) correspondientes al año 1996, destacan el aporte de los bosques del llano inundable a la industria maderera de la selva baja peruana; sólo en los departamentos amazónicos de Loreto y Ucayali, cerca del 90% y el 60% de la madera extraída para aserrío han provenido de especies que crecen en la llanura aluvial.

Actualmente, los bosques de la llanura aluvial inundable de la Amazonía peruana siguen abasteciendo con grandes cantidades de materia prima a la industria forestal. La tabla 2.2, muestra los volúmenes promedio de madera extraída y producida en el periodo 2006 – 2009 en el departamento de Loreto, y cuanto de esta cantidad tiene su origen en los bosques de la llanura aluvial.

Tabla 2.2. Extracción de madera en trozas y producción de madera aserrada, chapas decorativas y madera laminada de especies forestales en el departamento de Loreto, promedio años 2006-2009.

Especies	Loreto		
	Madera en trozas (m³)	Madera aserrada (m³)	Madera laminada y chapas decorativas (m³)
Bolaina (<i>Guazuma crinita</i>)	11,740.22	7,116.47	---
Caoba (<i>Swietenia macrophylla</i>)	1,863.48	1,214.95	---
Capinuri (<i>Maquira coriacea</i>)	17,266.26	98.58	2,232.47
Capirona (<i>Calycophyllum spruceanum</i>)	56,799.40	5,460.44	---
Catahua (<i>Hura crepitans</i>)	7,466.42	137.12	---
Cedro (<i>Cedrela odorata</i>)	57,521.07	41,315.24	---
Cumala (<i>Virola</i> spp.)	167,829.50	81,886.89	1,219.22
Huimba (<i>Ceiba samauma</i>)	2,508.99	6.92	1,605.21
Lagarto caspi (<i>Calophyllum brasiliense</i>)	1,656.60	307.10	---
Lupuna (<i>Ceiba pentandra</i>)	84,878.81	109.75	40,612.52
Moena (Lauracea)	6,803.33	2,655.18	---
Requia (<i>Guarea macrophylla</i>)	836.33	106.66	---
Yacushapana (<i>Terminalia oblonga</i>)	1,490.02	239.49	---
Violeta caspi (<i>Peltogine altissima</i>)	36.82	21.42	---
Total (tierra firme + llanura aluvial)	572,361.30	179,663.03	46,669.41
Total especies de la llanura aluvial	418,697.28	140,856.19	45,669.41
Aporte del llano inundable (%)	73.15	78.40	98.35

Fuente: Programa Regional de Manejo de Bosques de Loreto.

En la referida tabla se puede apreciar que cerca del 73% de la madera rolliza es explotada de los llanos aluviales inundables. Asimismo, el 78,40% de la madera aserrada que se produce en el departamento de Loreto, se origina en los llanos inundables; mientras que el 98,35% de la madera que se destina a la fabricación de chapas y contrachapados en el mismo departamento, proceden del bosque de la llanura aluvial inundable, lo que evidencia su importancia comercial.

Las principales especies de valor comercial que se extraen de la llanura aluvial inundable de la Amazonía peruana son las siguientes: "cumala" (*Virola* sp.), "lupuna" (*Ceiba pentandra*), "capirona" (*Calycophyllum spruceanum*), "capinuri" (*Maquira coriacea*), "cedro" (*Cedrela odorata*), "bolaina" (*Guazuma crinita*), "catahua" (*Hura crepitans*), varias especies de "moenas" (Familia Lauraceae), "huimba" (*Ceiba samauma*), "caoba" (*Swietenia macrophylla*) y "lagarto caspi" (*Calophyllum brasiliense*). Pero los bosques de la llanura aluvial inundable no sólo proveen madera, en las cercanías de Jenaro Herrera, cerca de 150 especies vegetales diferentes fueron anotadas como productos extraídos del bosque de la llanura aluvial para diferentes propósitos, lo que reafirma la importancia económica de este ecosistema (Kvist *et al.*, 2001a).

Numerosos han sido los intentos de clasificar los bosques de la llanura aluvial inundable de Jenaro Herrera (Encarnación, 1985, 1993; Freitas, 1996; Nebel, 1999, Kvist & Nebel, 2000). Por ejemplo, Freitas (1996) basado en la fisiografía del terreno y el tipo de vegetación, describió en la llanura aluvial inundable 4 tipos de bosques (bosque latifoliado de terraza baja, palmeral de terraza baja, varillal de terraza de baja y chamizal de terraza baja); pero la clasificación más aceptada es la tipificación de bosques de la llanura aluvial inundable propuesta por Kvist & Nebel (2000) (Tabla 2.3) por que conjuga una serie de variables utilizadas por Encarnación (1985, 1993),

como periodo de inundación, la sabiduría local, características del agua inundante, drenaje del suelo, ubicación geográfica según el curso del río principal con la estructura de la vegetación, etapa de sucesión vegetal y presencia de caracteres de plantas; de esta manera esta propuesta involucra los 4 tipos de bosques descritos por Freitas (1996) en la llanura aluvial inundable.

De acuerdo con esta propuesta, Kvist & Nebel (2000) distinguen 3 grandes tipos de bosques: el bosque de "restinga³ alta", el bosque de "restinga baja", y, el bosque de "tahuampa⁴". El límite entre cada tipo de bosque es gradual y mucha vegetación puede tener carácter intermedio.

Tabla 2.3. Clave de las formaciones de vegetación forestal de la llanura aluvial en la región baja del río Ucayali y río Amazonas.

Tipo de vegetación	Denominación
A. Vegetación leñosa	
B. Buen drenaje	
C. Bosque mixto ribereño, inundado con agua blanca	
Mixta (cinturón meándrico)	
D. Anualmente inundado 0-1 mes	
- Etapa de sucesión tardía (lejos del río)	1. Restinga alta
- Etapa de sucesión temprana (cerca del río)	2. Restinga temprana
D. Anualmente inundado 1-3 meses	
- Etapa de sucesión tardía (lejos del río)	3. Restinga baja
- Etapa de sucesión temprana (cerca del río)	4. Restinga temprana
D. Anualmente inundado 3-6 meses	
- Etapa de sucesión tardía (lejos del río)	5. Tahuampa
- Etapa de sucesión temprana (cerca del río)	6. Tahuampa temprana
C. Bosque mixto no ribereño, inundado con agua mixta a negra (cuenca de inundación)	
- Inundado anualmente 0-1 mes	7. Restinga alta de cuenca de inundación
- Inundado anualmente 1-3 mes	8. Restinga baja de cuenca de inundación
- Inundado anualmente 3-6 mes	9. Tahuampa de cuenca de inundación
C. Drenaje pobre a permanentemente inundado	
- Bosque de latifoliadas mixto de lugares ribereño (cinturón meándrico)	10. Bajjal
- Bosque de latifoliadas mixto de lugares no ribereños (cuenca de inundación)	11. Bajjal de cuenca de inundación
- Arbol dominante <i>Pseudobombax munguba</i>	12. Puntal
- Palmera dominante <i>Mauritia flexuosa</i>	13. Aguajal
A. Vegetación no leñosa	
- Permanente vegetación pantanosa y flotante	14. Pantanal
- Al menos periódicamente con aguas abiertas	15. Lago y río
- Vegetación de maleza anual en lugares ribereños arcillosos	16. Barrial
- Vegetación de maleza anual en lugares ribereños arenosos	17. Playa

Fuente: Kvist & Nebel (2000).

La misma fuente añade que los bosques de restinga alta se ubican sobre unas áreas relativamente grandes y planas originadas por los depósitos en las márgenes, se inunda por un lapso de 0 a 1 mes por año; se encuentran en la última etapa de la sucesión cerca a la etapa preclimática, son de gran altura, cerrados y diversos. Por su parte, los bosques de restinga baja

³ La "restinga".- banco de tierra relativamente alta que se anega por poco tiempo durante la inundación.

⁴ La "tahuampa".- depresión de terreno cerca al curso del río, por analogía se refiere a un tipo de bosque inundado durante un periodo de 3-6 meses al año.

se forman sobre un terreno creado por los depósitos en los canales, son de forma típica de curva de meandro compuesto por crestas largas y delgadas interrumpidas por las depresiones, soporta inundación anual por espacio de 1 a 3 meses; este tipo de bosque está en una etapa de sucesión más temprana que los tipos de bosque de restinga alta. Asimismo, menciona que el bosque de tahuampa se sitúa en terreno más bajo que la restinga, cuya duración anual promedio de inundación va de 3-6 meses; sin embargo, la tahuampa, usualmente se drena muy bien durante los restantes meses del año.

2.2. Características, distribución geográfica y usos de las especies forestales comerciales

2.2.1. *Aniba* sp.

El nombre genérico de *Aniba* sp. incluye a un conjunto de especies denominadas con el nombre vernacular de "moena" y pertenecen a la familia *Lauraceae*, estas especies ocupan un lugar importante en las estadísticas sobre extracción de madera rolliza en el departamento de Loreto por su color amarillo y olor aromático de la madera.

Las moenas son por lo general árboles codominantes del bosque, alcanzan alturas de 15 a 18 m de altura total. Los árboles del género *Aniba* presentan hojas alternas o subverticiladas, agrupadas en el extremo de las ramitas. Las inflorescencias son panículas con flores hermafroditas y pequeñas; el fruto por lo general es una baya elipsoidal o subglobosa y lisa, cubierta por una cúpula subhemisférica, carnosa o leñosa, envolviendo un tercio del fruto maduro (Spichiger *et al.*, 1989).

La madera es resistente al ataque de insectos, sin embargo, en el bosque comúnmente se encuentran árboles en pie con oquedades producto del ataque de termitas. Tiene densidad media; albura y duramen no diferenciados, lustre mediano, grano por lo general entrecruzado, textura fina a áspera, olor aromático bien característico. Dependiendo de la especie es relativamente fácil de trabajar con máquinas de carpintería, recibe buen acabado, aunque en algunas especies el grano entrecruzado constituye una fuerte limitante para el acabado de los muebles.

Es utilizado como madera aserrada en marcos de puertas y ventanas, obras interiores y exteriores, mobiliario como mesas y sillas (Aróstegui, 1975); la madera de moena es utilizada por los pobladores rurales del ámbito del distrito de Jenaro Herrera como madera aserrada, en construcción de canoas y en mueblería (Kvist *et al.*, 2001a).

Las especies del género *Aniba* están distribuidas en el bosque amazónico, en la Guayanas, en los Andes (Bolivia, Colombia, Perú), en Venezuela, Las Antillas, en la Isla Trinidad, en Brasil y América Central (Spichiger *et al.*, 1989).

La fructificación de *Aniba* sp. ocurre entre junio y noviembre, con mayor probabilidad en septiembre y octubre, el fruto es una drupa parecido a la aceituna, color negro de 1-2 cm; es una especie monomodal estricta debido a que muestra una vez al año sus estadios fenológicos,

aunque en algunos años como en 1999 y 2000, no mostraron ciclos de floración y fructificación. Los frutos sirven de alimento a roedores y mamíferos pequeños así como también a algunas aves, como tucanes quienes dispersan las semillas para el establecimiento de la regeneración natural. La regeneración natural es pobre cerca y debajo de los árboles padres, aunque algunos individuos pequeños fueron encontrados en pequeños claros del bosque (Torres, 2001).

2.2.2. *Cedrela odorata* Linnaeus

Cedrela odorata es una especie arbórea perteneciente a la familia *Meliaceae*, es conocida vernacularmente con el nombre de "cedro" y se caracteriza por su rápido crecimiento.

El árbol puede alcanzar los 40 m de altura. El tronco es recto con diámetros en los árboles adultos de 1 a 2 m, sus ramas nacen más arriba de la mitad de su altura; a veces, en su parte baja presenta contrafuertes o aletones que ayudan a afianzar el árbol, ya que tiene un sistema radical bastante superficial. La corteza, que puede llegar a alcanzar espesor de 2 cm, es de color gris-claro en los árboles jóvenes y apenas divididos en placas por leves hendiduras, mientras que los árboles adultos tienen la corteza profundamente fisurada. La corteza interna es rosada, fibrosa y de sabor amargo (Lao & Flores, 1972), emana un olor peculiar al desprenderlo (Encarnación, 1983; Loureiro *et al.*, 1979). La copa presenta formas globosas o redondeadas con follaje denso, de color verde-claro, el cual se desprende en la época de fructificación dejando al descubierto sus ramas ascendentes, gruesas, con abundantes lenticelas redondeadas y protuberantes. Las hojas son compuestas, alternas y pecioladas; flores con pedicelos cortos; fruto en capsula elipsoide, leñosa con semillas aladas, achatadas, fácilmente dispersadas por el viento (Encarnación, 1983, Loureiro *et al.*, 1979).

Cedrela odorata cuenta con madera muy resistente al ataque de insectos, es moderadamente pesada (0,40 a 0,60 g/cm³ de densidad) albura visible que varía del castaño claro al beige rosado oscuro o al castaño rojizo, duramen rojo pálido, lustre mediano a elevado, grano recto, textura fina a áspera, olor aromático bien característico y sabor amargo. Fácil de trabajar con máquinas de carpintería, recibe buen acabado (Loureiro *et al.*, 1979). La madera presenta buena estabilidad dimensional durante el secado; cuenta con grano medio, textura gruesa, fácil aserrado, secado sin riesgos de deformaciones, presenta buena respuesta al desenrollado en frío y con corte plano para contrachapado, fácil de trabajar con máquinas de carpintería. Entre media a buena resistencia natural al ataque de hongos, resistencia media al ataque de termitas (Chichignoud *et al.*, 1990). Es utilizado en contraplacados, cajonería, compensados, obras interiores y exteriores, mobiliario, construcción naval, instalaciones, decoración, carpintería e instrumentos de música (Chichignoud *et al.*, 1990; Loureiro *et al.*, 1979). Los pobladores rurales del ámbito del distrito de Jenaro Herrera utilizan la madera de cedro como madera aserrada, en construcción de canoas y en mueblería (Kvist *et al.*, 2001a).

Esta especie se distribuye entre 0-2.000 msnm desde las Indias Occidentales y norte de México hasta la Amazonía de Perú, Brasil, Bolivia, Colombia, Venezuela, las Guayanas (Encarnación, 1983). En el Perú habita en el bosque primario inundable y no inundable de los

departamentos de Cajamarca, Huánuco, Libertad, Loreto, Madre de Dios, Pasco, San Martín y Ucayali (Encarnación, 1983, Brako & Zarucchi, 1993).

La floración ocurre entre los meses de noviembre a febrero, con mayor intensidad en diciembre, las flores en esta especie son pequeñas, hermafroditas, de color verde amarillo, con olor a ajo y sus inflorescencias son terminales. La fructificación comienza en el mes de enero y termina en julio, mes que inicia la diseminación de las semillas (Torres, 2001).

Como especie heliófita la planta necesita luz y debe ser plantada en campo abierto con espaciamientos de 5x5 m o 2x2 m. Requiere mantenimiento en la faja de plantación durante los dos primeros años. En la Reserva Ducke (Manaus) se desarrolló bien en plena abertura (100% de luz), presentando supervivencia de 98% en 9 años de edad, logrando 6,24 m de altura y 7,3 cm de diámetro a la altura del pecho (Loureiro *et al.*, 1979). En plantaciones en fajas de 10,6 años de edad, ubicadas en terrenos de altura de Jenaro Herrera, (Claussi *et al.*, 1992) reporta supervivencia de 80% de plantas y crecimiento modesto de diámetro de aproximadamente 3,2 cm y altura total de 5 m.

2.2.3. *Ceiba samauma* (C. Martius & Zuccarini) Schumann

Ceiba samauma es una especie arbórea perteneciente a la familia *Bombacaceae*, es conocida localmente como "huimba". El árbol cuenta con fuste abombado (en forma de barril), alcanza hasta 30 m de altura, el diámetro a la altura del pecho es variable entre 0,50-0,80 m de diámetro (Encarnación, 1983). Copa grande, constituida por ramas verticiladas; hojas digitadas, alternas con tendencia a agruparse en los extremos, frecuentemente con 5 folíolos articulados, folíolos elípticos, de 2-6,5 cm de ancho y 6-14 cm de longitud. Flores hermafroditas, axilares de hasta 15 cm de largo; fruto dehiscente, elíptico, alargado, ligeramente acuminado, pentavalvar, de 9,5 cm de ancho y 21 cm de longitud (Kroll *et al.*, 1994).

La madera presenta duramen color crema, albura no distinguible. La madera tiene una densidad de 0,56 g/cm³ al 12% de contenido de humedad. La contracción tangencial es de 11,3% y la radial es 4,1%; cuenta con buena estabilidad dimensional, aunque durante el secado presenta algunas deformaciones. Tiene fácil aserrado, y es utilizada en carpintería, cajonería y mobiliario corriente (JUNAC, 1981). Basada en información etnobotánica de los pobladores del distrito de Jenaro Herrera, Kvist *et al.* (2001a) reportan el uso de los troncos de esta especie en postes.

Habita en los bosques húmedos neotropicales desde Centroamérica hasta el sur de Brasil y Bolivia, mayormente debajo de los 1.500 msnm. La especie es frecuente y ampliamente distribuida en la Amazonía peruana en los departamentos de Loreto, San Martín y Ucayali (Encarnación, 1983). Se le observa en ámbitos con pluviosidad elevada y constante, pero también en zonas con una estación seca marcada; está presente en bosques de variados estadios de madurez, desde bosques secundarios pioneros en zonas cercanas a caminos y riberas hasta bosques primarios, en suelos de diferente textura, niveles de acidez y fertilidad, a veces inundables o con pedregosidad elevada (UNALM, 2010).

Es una especie hermafrodita, el árbol deja caer sus hojas antes de la floración y es relativamente breve y muy sincrónica, la floración ocurre entre el mes de noviembre y marzo, pero con mayor probabilidad entre diciembre y enero. Los botones florales se abren por primera vez durante la noche y se cierran parcialmente a la mañana siguiente, durante la segunda noche permanecen abiertos pero las corolas caen a la mañana del segundo día. La fructificación comienza cuando se presenta la aparición de hojas nuevas; ocurre en los meses de enero a agosto, con más frecuencia en julio y agosto, este ciclo finaliza con la existencia de hojas viejas. La dispersión de las semillas ocurre entre julio y octubre, alcanzando su máxima intensidad en agosto en plena época seca, la dehiscencia de las semillas es notoria debido al algodón blanco con que se halla cubierto y que sirve para facilitar la dispersión de las semillas por medio del viento (Torres, 2001; UNALM, 2010).

Ceiba samauma es una heliófita durable de crecimiento regular, es oportunista y regenera bien en claros naturales del bosque primario o en bosque secundario. Fisonómicamente ocupa una posición dominante a emergente en el estrato superior de los bosques (Lao, 1970).

Según Quevedo & Del Castillo (1994), el crecimiento inicial de *Ceiba samauma* en campo abierto con aplicación de 2 kg de humus de lombriz, es de 75,17 cm en altura y 0,81 cm en diámetro en un periodo de 300 días.

2.2.4. *Endlicheria verticillata* Mez

Endlicheria verticillata es una especie arbórea, perteneciente a la familia *Lauraceae*, es conocido con el nombre vernacular de "moena". El árbol cuenta con 8 m de altura, las hojas son agrupadas en los extremos de las ramitas, obovado-elípticas, de 15–30 por 3,5–7,5 cm, ápice acuminado, base cuneada o atenuada, haz y envés con pubescencia corta y dispersa, nervio medio emergente en el haz, venación terciaria conspicua. Inflorescencia racemosa, flores glabras. Los frutos miden cerca de 3,7 por 2 cm, envuelto en una cúpula de un cuarto de la longitud del fruto (Vásquez, 1997). El diámetro de los árboles registrado en las parcelas permanentes de muestreo no pasa de 17 cm de DAP.

Habita en el bosque primario de la planicie inundable y lagos de la Amazonía peruana (Vásquez, 1997); en Perú se sitúa entre 0-500 msnm en los departamentos de Loreto y Madre de Dios (Brako & Zarucchi, 1993).

Basada en información etnobotánica de los pobladores rurales del ámbito de Jenaro Herrera, Kvist *et al.* (2001a), manifiestan que la madera de esta especie es utilizada en aserrio.

Endlicheria verticillata inicia su floración en julio y culmina en octubre, alcanza su mayor intensidad en agosto y septiembre, las flores observadas son pequeñas de color amarillo-crema. La fructificación ocurre en octubre, miden aproximadamente entre 5-6 cm, con una sola semilla de color marrón oscuro, sustentan la dieta alimenticia de roedores y otros pequeños mamíferos que se alimentan del pericarpio (Torres, 2001).

2.2.5. *Guarea macrophylla* M. Vahl

Guarea macrophylla es una especie dioica perteneciente a la familia *Meliaceae*, es conocida con el nombre vernacular de "requia colorada".

El árbol es recto, alcanza fácilmente 20 m o más de altura y 70 cm de diámetro; la corteza externa es rosada con ritidoma que se desprende en placas; hojas pinnadas, 2-5 pares de folíolos, opuestos y glabros; folíolos elípticos a obovados, base oblicua y ápice acuminado. Inflorescencia en forma de tirso axilares de aproximadamente 50 cm de largo. Flores con pedicelos de 2,5 a 15,5 mm de largo. Frutos cápsulas globosas, achatados, algo siconiformes (Spichiger *et al.*, 1990).

Se distribuye entre 0-500 msnm en la Amazonía (Colombia, Ecuador, Perú y Bolivia) hasta el río Acre (Brasil). Colectado con frecuencia en las riberas de los ríos del departamento de Loreto, Perú (Spichiger *et al.*, 1990; Brako & Zarucchi, 1993).

La madera es de color rojizo con una densidad de 0,60 g/cm³ y una buena durabilidad natural, cuenta con grano recto, textura media, fácil aserrío y trabajabilidad, es utilizada en ebanistería para muebles y molduras (JUNAC, 1981, Aróstegui, 1982, Toledo, 1994). Basada en información etnobotánica alcanzada por los pobladores rurales del ámbito del distrito de Jenaro Herrera, Kvist *et al.* (2001a) indican que "requia colorada" es utilizada como madera aserrada y en la construcción de canoas.

Guarea macrophylla es una especie dioica (Spichiger *et al.*, 1990), con comportamiento fenológico monomodal de transición, florece entre los meses de diciembre a abril (en plena estación lluviosa) y fructifica entre mayo a agosto, coincidiendo con el periodo de mayor inundación, las semillas son dispersadas durante la merma del nivel del río (Torres, 2001).

Según Baluarte & Nebel (2002), en el bosque natural *Guarea macrophylla* muestra incremento medio y máximo anual por clase diamétrica de 11 y 30 mm/año, respectivamente; mientras que el modelo de crecimiento ajustado por estos autores, pronostica el diámetro óptimo de aprovechamiento en 60 cm de DAP para un incremento corriente anual de 6 mm/año, cuando los árboles cuentan con aproximadamente 180 años.

2.2.6. *Guatteria* sp.

Guatteria sp. es una especie arbórea perteneciente a la familia *Annonaceae*, es conocida comúnmente como "zorro caspi" y es abundante en la zona.

El fuste del árbol cuenta con bajo diámetro y altura de hasta 25 m, presenta forma recta y cilíndrica, pero con un pequeño ahusamiento hacia la parte apical. Los árboles registrados en las parcelas permanentes de muestreo presentaron un diámetro medio de 19,4 cm. Las ramitas son diminutamente pubescentes, hojas obovadas de 16-30 por 8-14 cm. Inflorescencias axilares, frutos monocarpas muy numerosos (hasta 30) de 1,2-1,4 por 0,7-0,9 cm, elipsoide.

El género *Guatteria* es el más importante dentro de la familia *Annonaceae*, cuenta con más de 250 especies; está muy bien representada en toda la región amazónica y en la zona costera brasileña entre Bahía y Santa Catarina y en Perú en Loreto (Spichiger *et al.*, 1989).

La madera es de color claro, duramen y albura no diferenciados. El fuste de los árboles es utilizado como madera redonda en construcciones de viviendas rurales como vigas y columnas (Kvist *et al.*, 2001a).

Guatteria sp. muestra un patrón fenológico monomodal de transición, el periodo de floración dura 7 meses, se inicia en junio y termina a fines de diciembre con mayor ocurrencia entre los meses de agosto a octubre; la fructificación se inicia parcialmente en octubre, pero la mayoría de los árboles producen frutos entre diciembre a mayo en plena época lluviosa (Torres, 2001).

2.2.7. *Hura crepitans* L.

Hura crepitans es una especie monoica perteneciente a la familia *Euphorbiaceae*, es conocida localmente como "catahua" presenta fuste espinoso. Es fácil de reconocer por sus hojas anchas y aovadas con venas secundarias muy juntas y paralelas, ordenadas casi paralelamente a la vena media, base cordada y ápice acuminado, con dos glándulas notorias en la base del limbo. La inflorescencia masculina y la flor femenina se producen en una misma axila. El fruto es grande y contiene entre 11-20 semillas (Souza, 1983). El diámetro a la altura del pecho (DAP) máximo registrado en las parcelas permanentes de muestreo fue de 118 cm y el promedio fue de 32,1 cm.

Esta especie se distribuye en toda la región tropical de Latinoamérica entre 0-2.000 msnm (Brako & Zarucchi, 1993); particularmente habita en fértiles áreas forestales recientemente intervenidas, lo que probablemente explica su dominancia en los bosques de llano inundable sometidos a grandes perturbaciones causadas por los procesos dinámicos de los ríos que destruyen el bosque existente y establecen una nueva zona donde empieza una nueva sucesión (Kroll *et al.*, 1994). En el Perú cuenta con amplia distribución geográfica desde Amazonas, Cajamarca, Loreto, Madre de Dios, San Martín y Ucayali (Brako & Zarucchi, 1993).

La madera es de color crema blanquecina a amarillo blanquecino con una densidad de solamente 0,38 g/cm³ y una baja durabilidad, susceptible a deteriorarse por ataque de termitas e insectos. La madera posee una buena estabilidad dimensional durante el secado. El procesamiento de la madera es algo difícil por la presencia de fibras lanudas entrecruzadas en la superficie; sin embargo, la madera de color brillante y ligero ha sido empleada en muchos usos secundarios, en donde en los últimos años su uso se está incrementando en mueblería, puertas, etc. (Chichignoud *et al.*, 1990; JUNAC, 1981). Basada en información etnobotánica a los pobladores rurales del ámbito de Jenaro Herrera, Kvist *et al.* (2001a) reportan el uso de la madera en aserrío y en la construcción de botes y canoas.

Hura crepitans es una heliófita durable de rápido crecimiento, exigente en luz (Kroll *et al.*, 1994), está presente en todos los estratos del bosque primario (Lao, 1989), requiere por lo menos luz vertical directa en forma parcial para crecer, mostrando la aptitud de desarrollar su copa hacia

los lugares de mayor iluminación; los árboles adultos sobresalen ligeramente del dosel, alcanzando posiciones de emergente (Gentry, 1985).

Hura crepitans muestra un patrón fenológico monomodal de transición, el periodo de floración se inicia en julio y se extiende hasta diciembre; sin embargo, es más frecuente entre agosto y octubre en pleno periodo seco; previo a este evento los árboles pierden totalmente sus hojas. La fructificación ocurre entre octubre a mayo, pero con mayor intensidad entre noviembre y diciembre coincidiendo con la estación lluviosa (Torres, 2001).

Las semillas son dispersadas por explosión violenta y ruidosa de los frutos, lanzando las semillas con estrépito, del cual deriva el nombre de la especie (Gentry, 1993). En el suelo, las semillas son dispersadas por ratones que luego abandonan lejos del árbol semillero en los claros del bosque, dando origen a una pequeña agrupación de plántulas con tamaños menores de 50 cm de longitud (Torres, 2001), por esta razón se observó un reducido número de brinzales en el sotobosque. Las plantitas toleran inundación si no es tapada completamente por esta.

Hura crepitans rebrota rápidamente y con facilidad del tocón (Kroll, *et al.*, 1994). Es una especie de rápido crecimiento, Putz (1984) reportó incremento en diámetro de 6,5 mm/año en condiciones naturales. El incremento registrado por clase diamétrica en el bosque natural revela que el incremento medio y máximo anual es de 12 y 41 mm/año; mientras que el diámetro óptimo de aprovechamiento pronosticado por un modelo desarrollado para la especie se presenta en 50 cm de DAP para un incremento de 5,2 mm, lo que ocurre cuando los árboles cuentan con aproximadamente 150 años (Baluarte, 2006).

2.2.8. *Maquira coriacea* (Karsten) C.C. Berg

Maquira coriacea es una especie dioica pertenece a la familia *Moraceae*, es conocida localmente como "capinuri", es una especie arbórea de grandes aletas que crece en el bosque de la llanura inundable. El DAP máximo encontrado en las parcelas permanentes de muestreo fue de 124,5 cm; sin embargo, el promedio fue de 35,1 cm. Presenta fuste cilíndrico, cuya corteza emana una resina muy copiosa de color amarillo. Las hojas son simples alternas con limbo elíptico a lanceolado, generalmente ensanchadas hacia el ápice de 6-12 por 2,5 a 6 cm con ápice acuminado, base aguda a obtusa. Inflorescencias estaminadas en grupos de 1-6, globosas a subglobosas, de 4-10 mm de diámetro. Flores individuales, fruto color verde elipsoide o globoso de a 1 a 1,5 cm de diámetro, contiene una sola semilla de 0,5 a 0,8 cm de diámetro (Gentry, 1993).

Se distribuye en toda la cuenca amazónica de Brasil, Venezuela, Colombia y Perú; es un árbol dominante del llano inundable; particularmente habita fértiles áreas forestales; en el Perú se sitúa entre 0-500 msnm en los departamentos de Loreto y Madre de Dios (Brako y Zarucchi, 1993).

La madera presenta duramen color blanco a blanco amarillento, albura no distinguible. La densidad básica es de 0,37 g/cm³ al 153,87% de contenido de humedad. La contracción tangencial es de 6,07% y la radial es 3,27%. La madera presenta comportamiento regular durante el secado, aunque puede presentar algunas rajaduras (Baluarte & Aróstegui, 1991). La misma

fuelle recomienda el uso de esta especie en encofrados y chapas compensadas; el parque industrial maderero de Iquitos utiliza la madera de capinurí para la producción de láminas contrachapadas por su veteado llamativo. Coincide con esta descripción, Chichignoud *et al.* (1990) que sugiere además el uso de capinurí en cajas, carpintería de interior, instalaciones, molduras, revestimientos, muebles corrientes y juguetes.

Los árboles de *Maquira coriacea* tienen comportamiento fenológico bimodal (Torres, 2001), la dispersión más abundante de frutos coincide con la merma del nivel del río (julio a octubre), formando alfombras de plántulas de hasta 150 ind/m² debajo de la copa de los árboles, sin embargo, casi todas las plántulas que sobreviven durante el año, mueren en la siguiente inundación (Nebel, 2000b).

En el bosque natural fue registrado incrementos por clase diamétrica de 22 mm/año de incremento medio anual y 58 mm/año de incremento máximo anual; mientras que el modelo de crecimiento ajustado, pronostica el diámetro óptimo de aprovechamiento en 55 cm de DAP para un incremento corriente anual de 20 mm/año (Nebel, 2000b).

2.2.9. *Minquartia guianensis* Aublet

Minquartia guianensis es una especie hermafrodita (Spichiger *et al.*, 1989), pertenece a la familia *Olacaceae*, es conocida con el nombre vernacular de "huacapú". Se trata de un árbol entre pequeño y grande que crece recto hasta alcanzar alturas de 10-20 m (Sleumer, 1984); no obstante, Hunter (1991) reportó alturas de hasta casi 30 m basada en observaciones realizadas en bosques naturales de tierra firme e inundable de Jenaro Herrera, en la Amazonía peruana. En las parcelas permanentes de muestreo los árboles registrados no sobrepasaron los 21 m de altura. *Minquartia guianensis* se reconoce fácilmente por su tronco de corteza marrón grisácea, de escamas rectangulares (Nebel, 2000a). Los extremos de las ramitas, peciolos e inflorescencias están cubiertos muchas veces de un indumento rojizo. Las hojas son alternas, membranáceas a subcoriáceas; limbo oval a elíptico, de 10-15 por 4-8 cm, base redondeada, ápice cortamente acuminado. Inflorescencias espigas o racimos especiformes axilares de hasta 8 cm; flores subsésiles; frutos en drupa elipsoide de unos 2,5x1,5 cm, color marrón naranja al principio, más tarde negro rojizo al madurar (Spichiger *et al.*, 1989).

Minquartia guianensis se encuentra diseminada en la mayor parte de los neotrópicos bajos, desde Nicaragua a Costa Rica y Panamá; en Suramérica ocurre en las Guayanas, Amazonía de Colombia, Venezuela, Ecuador, Perú, Bolivia y Brasil (Sleumer, 1984). Los estudios indican que crece en la llanura aluvial inundable, sin embargo, crece también en la tierra firme. En el Perú ocupa áreas de bosques de arena blanca de los departamentos de Amazonas, Huánuco, Loreto, Madre de Dios, Pasco, San Martín y Ucayali (Brako & Zarucchi, 1993).

Madera excesivamente pesada, cuenta con una densidad básica de 0,76 g/cm³, con un peso específico de 0,91 g/cm³, albura amarilla y duramen pardo-oscuro (Creemers & Lemckert, 1981). La madera es muy inestable y presenta dificultades de secado (muy lento) y es difícil de trabajar (JUNAC, 1981). El duramen posee una alta durabilidad natural y es resistente al ataque de

hongos, termitas y a la pudrición. Es utilizada en construcciones pesadas, postes, estructuras (vigas, columnas), parquet, traviesas de ferrocarril, puentes y construcciones marinas (Aróstegui & Valderrama, 1986; JUNAC, 1981). La madera es excepcionalmente durable, se utiliza como pilotes para la construcción de casas en el ámbito rural. En los mercados locales de las ciudades grandes esta especie se expende como horcones y vigas (Nebel, 2000a). Basada en información etnobotánica recabada en comunidades rurales del ámbito de Jenaro Herrera, Kvist *et al.* (2001a) informan que la madera es utilizada como vigas, postes y columnas.

Los árboles presentan un comportamiento fenológico monomodal estricto, la dispersión de semillas ocurre entre los meses de agosto a noviembre coincidiendo con el periodo menos lluvioso y más caluroso del año (Nebel, 2000a; Torres, 2001).

Minquartia guianensis es una especie de crecimiento lento, Claussi *et al.*, (1992) registra crecimiento en diámetro promedio de 1-3 cm a los 1-3 años respectivamente, y alturas de 1-2 m en ese mismo periodo en condiciones de plantación a campo abierto; añade también que la supervivencia es buena en estas condiciones (70%). Nebel (2000a), registró que el incremento medio anual por clases diamétricas es de 4 mm/año, mientras que el incremento diamétrico máximo fue de 14,4 mm/año; la misma fuente predice que el diámetro óptimo de aprovechamiento ocurre muy temprano cuando los árboles cuentan con 26 cm de DAP donde alcanzan 0,38 mm/año a la edad de 75 años.

2.2.10. *Ocotea cernua* (Nees) Mez

Ocotea cernua es una especie arbórea, perteneciente a la familia *Lauraceae*, es conocido localmente como "moena". El árbol cuenta con fuste recto y cilíndrico, alcanza hasta 16 m de altura, el diámetro a la altura del pecho es bajo observándose hasta 50 cm de diámetro.

Ocotea cernua presenta ramitas de sección redondeada, glabras o diminutamente pubescentes; hojas elípticas a estrechamente elíptico-obovadas, de 7-14 por 3,2-6,5 cm, ápice longi-acuminado a caudado, base obtusa a atenuada. Inflorescencias glabras o diminutamente pubescentes, flores amarillentas. Frutos de 15 por 9 mm, inmersos en cerca de un tercio de una cúpula diminutamente dentada (Vásquez, 1997).

La misma fuente agrega que *Ocotea cernua* habita los bosques primarios de tierra firme y planicie inundable. La especie está largamente distribuida en toda la cuenca amazónica. En el Perú, se lo encuentra entre 0-1.500 msnm en los departamentos de Amazonas, Cuzco, Huánuco, Loreto, Pasco, Puno y San Martín (Brako & Zarucchi, 1993).

Basado en el conocimiento etnobotánico de los pobladores rurales del ámbito del distrito de Jenaro Herrera, Kvist *et al.* (2001a), mencionan que *Ocotea cernua* es utilizada en construcción de canoas y como madera aserrada.

Ocotea cernua muestra un patrón fenológico monomodal de transición, el periodo de floración se inicia en octubre y finaliza en enero en plena época lluviosa, siendo más vigorosa entre noviembre y diciembre. La fructificación se observó entre diciembre a mayo, con mayor persistencia entre marzo, abril y mayo (Torres, 2001).

2.2.11. *Oxandra sphaerocarpa* R.E. Fries

Oxandra sphaerocarpa es una especie arbórea perteneciente a la familia *Annonaceae*, es conocida con el nombre vernáculo de "espintana" o "yahuarachi caspi". El árbol cuenta con fuste de hasta 40 m de altura, recto y cilíndrico, diámetro poco pronunciado, ramitas densamente pubescentes; hojas estrechamente elípticas a oblongas de 8-20 por 2-5 cm, ápice longi-acuminado; frutos monocarpas globosos a elipsoidales de 10-22 y de 10-17 mm (Vásquez, 1997).

La especie se distribuye entre 0-500 msnm. En el Perú habita en el bosque primario inundable de los departamentos de Loreto y Ucayali (Brako & Zarucchi, 1993).

Oxandra sphaerocarpa cuenta con duramen y albura no diferenciado, es utilizada por los pobladores rurales del ámbito de Jenaro Herrera como madera redonda (vigas y durmientes) para la construcción de viviendas con material típico de la zona (Freitas & Kvist, 2000; Kvist *et al.*, 2001a).

Oxandra sphaerocarpa presenta un patrón fenológico monomodal de transición, el periodo de floración dura 6 meses, se inicia en julio y termina a fines de diciembre; la fructificación se inicia parcialmente en diciembre y concluye en febrero, siendo más pronunciada entre enero y febrero. Fue observada la fenología de un total de 15 árboles (Freitas & Kvist, 2000). La misma fuente añade que durante la mayor parte del año, cerca del 10% de los árboles de *Oxandra sphaerocarpa* registraron fructificación con un notable incremento de enero a marzo, cuando los bosques aún no están inundados.

2.2.12. *Terminalia oblonga* (Ruíz López & Pavón) Steudel

Terminalia oblonga es una especie hermafrodita pertenece a la familia *Combretaceae*, es conocida localmente como "yacushapana". Los árboles de la especie crecen hasta tamaños relativamente grandes, alcanzando alturas de más o menos 40 m y diámetros por encima de 1 m, el fuste y ramas principales a veces un poco tortuoso, copa globosa. Hojas simples, alternas, agrupadas al extremo de la ramita, oblanceoladas a veces elípticas, de 7,5-13,5 por 3,5-7,9 cm, base aguda, ápice agudo ligeramente acuminado. Flores espigas de 5-18 cm organizadas en racimos axilares o terminales. Flores hermafroditas color amarillo verdoso. El fruto es una sámara con dos alas cartáceas de 1,5-1,8 cm de ancho y 3,5-4,1 cm de longitud, color amarillo a dorado; epicarpio coriáceo; semilla elíptica alargada, de 1,2-1,5 cm de longitud (Kroll *et al.*, 1994). Es una especie con semillas relativamente pequeñas dispersadas por el viento (Kroll *et al.*, 1994; PROMPEX, *et al.* 2002).

Terminalia oblonga es uno de los árboles emergentes del dosel del llano inundable de los bosques húmedos tropicales. Tiene una amplia distribución geográfica que abarca desde Honduras hasta la Amazonía en Sur América; en el Perú ocurre entre 0-3.000 msnm en los departamentos de Amazonas, Huánuco, Junín, Loreto, Madre de Dios, Ucayali y San Martín (Brako & Zarucchi, 1993).

Posee una madera pesada, la densidad de la madera es de 0,73 g/cm³, de buena resistencia al ataque de insectos y hongos. La albura de la madera secada al aire se torna color amarillo pálido y el duramen color marrón amarillento. *Terminalia oblonga* presenta contracciones lineales bajas y la contracción volumétrica es estable, desde el punto de vista de resistencia mecánica se sitúa en el límite de la categoría mediana, es relativamente fácil de trabajar. La madera se usa para construcción en general, vigas, columnas, pisos, durmientes, parquet, machihembrados, chapas decorativas y artículos deportivos (Aróstegui, 1975; PROMPEX *et al.* 2002).

Terminalia oblonga muestra un patrón fenológico monomodal de transición, el periodo reproductivo empieza con una defoliación completa de la copa de los árboles, dando inicio a la aparición de hojas nuevas, en estas condiciones comienza el periodo de floración que abarca de diciembre a junio, con mayor persistencia entre marzo y abril. La fructificación se registró de mayo a septiembre (Torres, 2001).

Terminalia oblonga está considerada como esciófita parcial, soporta condiciones de sombra pero requiere luz directa, por lo menos parcial para su crecimiento, por su temperamento de buscar el estímulo (la luz) desarrolla ramas torcidas entre los claros del dosel, especie de lento crecimiento en condiciones naturales (Kroll *et al.*, 1994). Se reproduce frecuentemente por brotes y las semillas germinan frecuentemente (Pennington, 1988). La germinación se inicia a partir de 24 días y a los 100 días de siembra alcanza 10 cm de altura (Masson & Ricse, 1977). En la llanura aluvial bien drenada de Colombia, a los 3 años de edad crece a razón de 3,25 m/año en altura y 3,86 cm/año en diámetro a distanciamiento de siembra de 3x3 m (Caycedo & Poel, 1988).

En el bosque natural de la llanura aluvial de Jenaro Herrera, *Terminalia oblonga* alcanzó incremento medio y máximo anual por clases diamétricas de 9 mm/año y 29 mm/año, respectivamente; mientras que el modelo de crecimiento desarrollado por Nebel & Baluarte (2000) reportan que el diámetro óptimo de aprovechamiento se presenta cuando los árboles cuentan con 50 cm de DAP e incremento medio de 4,3 mm/año a la edad de 175 años.

2.2.13. *Unonopsis floribunda* R.E. Fries

Unonopsis floribunda es una especie arbórea perteneciente a la familia *Annonaceae*, es conocida con el nombre vernáculo de "icoja blanca" o "icoja negra".

El fuste del árbol cuenta con altura de hasta 20 m, es recto y cilíndrico, con ahusamiento poco pronunciado. La corteza es fisurada. Hojas elíptico-obovadas, 12-25 por 4-8 cm. Los frutos son monocarpas subglobosos de 15-20 mm de diámetro, las semillas miden entre 12 a 20 mm por 11 a 15 mm (Spichiger *et al.*, 1989; Vásquez, 1997).

La madera es de color blanco cremoso, la albura no se diferencia del duramen. El extracto de la corteza inmersa en "aguardiente" (licor de caña de azúcar) se usa para el reumatismo, artritis y resfriados, y los troncos como madera redonda en las construcciones locales (Vásquez, 1997; Freitas & Kvist, 2000).

La especie se distribuye entre 0-1.000 msnm en áreas ocasionalmente inundadas. En el Perú habita en el bosque primario inundable de los departamentos de Amazonas, Loreto, Madre de Dios y San Martín (Brako & Zarucchi, 1993).

Unonopsis floribunda presenta un patrón fenológico bimodal, debido a que la floración ocurre en dos periodos del año, el primero en junio y el segundo entre octubre a noviembre; consecuentemente, la fructificación ocurre en dos periodos del año, el primero de febrero a abril y el segundo de octubre a noviembre (Freitas & Kvist, 2000).

2.2.14. *Virola elongata* (A. DC.) A.C. Smith

Virola elongata es una especie arbórea dioica (Rodríguez, 1980), cuyos árboles femeninos tienen comportamiento fenológico arritmico (Torres, 2001). Pertenece a la familia *Myristicaceae*, es conocido localmente como "cumala blanca".

El árbol cuenta con fuste recto y cilíndrico, alcanza hasta 30 m de altura, el diámetro a la altura del pecho es variable entre 0,5–1 m de diámetro (Rodríguez, 1980). Hojas oblongas a oblongo-elípticas, de 12-25 por 4-8 cm, base aguda a obtusa, ápice acuminado. Flores femeninas solitarias. Inflorescencias formadas de 5-20 frutos elipsoides de 1-2 cm de longitud y de 8-15 mm de diámetro (Rodríguez, 1980; Spichiger *et al.*, 1989).

La semilla es dispersada por tucanes (*Ramphastos cuviere*, *R. tucanus*, *R. vitellinus*) y loros (*Pteroglossus aracari*, *P. bitorquatus*, *P. viridis*, *P. pluricinctus*) (Roosmalen, 2003; Holdbrook, 2003).

Habita preferentemente en las márgenes inundables de los ríos y lagos, aunque habita también en tierra firme, en suelos arcillo arenosos, en terrenos de baja altitud hasta los 800 m de altura (Rodríguez, 1980). La especie está largamente distribuida en toda la cuenca amazónica desde la costa atlántica hasta el Pacífico, incluyendo Bolivia, Brasil, Colombia, Ecuador, Guiana, Perú y Venezuela (Rodríguez, 1980; Spichiger *et al.*, 1989). En el Perú, se lo encuentra entre 0-500 msnm en los departamentos de Amazonas, Loreto, Madre de Dios, Pasco y San Martín (Brako & Zarucchi, 1993).

La madera presenta un duramen color beige a pardo pálido, albura no distinguible. La densidad es media aproximadamente 0,53 g/cm³ al 12% de contenido de humedad, con contracción tangencial del 9,8% y radial del 5,4%. Tiene fácil aserrado y es utilizada en carpintería, interiores, molduras, cajas y mobiliario corriente. Basada en información de los pobladores de Jenaro Herrera, Kvist *et al.* (2001a), reportan que "cumala blanca" es utilizada como madera aserrada en divisiones interiores de viviendas rurales.

En Jenaro Herrera la producción de flores y frutos ocurre durante todo el año; sin embargo, el periodo de mayor floración se presenta entre agosto a septiembre y la mayor producción de frutos en el mes de octubre (Torres, 2001).

En el bosque de la llanura aluvial inundable de Jenaro Herrera el incremento diamétrico medio anual y máximo por clase diamétrica de *Virola elongata* es de 13,1 mm/año. El modelo de

crecimiento previamente desarrollado para la especie predice el diámetro óptimo de aprovechamiento en 27,71 cm de DAP cuando los árboles cuentan con incremento medio de 7,12 mm/año a la edad de 67 años, en el escenario de media competencia entre pies (Baluarte & Álvarez-González, 2008).

2.2.15. *Virola pavonis* (A. DC.) A.C. Smith

Virola pavonis es una especie dioica (Rodríguez, 1980) cuyo nombre vernacular es "cumala caupuri" es una especie arbórea de la familia *Myristicaceae*, en el campo es fácil reconocerlo por el modelo de crecimiento de Massart, caracterizado por la presentación de numerosas ramas plagiotrópicas (Spichiger, 1982). Hojas elípticas de 6-14 por 2-4 cm, base aguda, ápice generalmente agudo o apenas acuminado. Flores femeninas en fascículos. Infrutescencias con pocos frutos elipsoides, de 3-5 cm de longitud y 2-2,5 cm de diámetro (Spichiger *et al.*, 1989).

Virola pavonis está presente en la Amazonía de Brasil, Perú, Colombia y Venezuela (Rodríguez, 1980; Spichiger *et al.*, 1989). En el Perú se sitúa entre 0-1.000 msnm en los departamentos de Amazonas, Huánuco, Loreto, Madre de Dios, Pasco, San Martín y Ucayali (Brako & Zarucchi, 1993); se desarrolla en un amplio rango de hábitats desde tierra firme y bosque inundable hasta bosque arenoso (Strandby *et al.*, 2000), crece preferentemente en el bosque de restinga alta y baja de la llanura inundable aunque también medra en el bosque de tahuampa y en la tierra firme de Jenaro Herrera en Perú (Nebel & Baluarte, 2002a).

La madera de esta especie al igual que sus afines del grupo de "cumalas" ha cobrado en los últimos años un notable auge como madera de exportación, es utilizada en la industria local para la fabricación de molduras, partes y piezas; también es utilizada en ebanistería para la fabricación de muebles, pero requiere tratamiento previo para protegerlo del ataque de insectos xilófagos. Basada en información etnobotánica, Kvist *et al.* (2001a) reporta que cumala caupuri es utilizada como madera aserrada.

Los árboles de *Virola pavonis* muestran un patrón fenológico monomodal de transición, el periodo de floración se inicia en junio y concluye en noviembre, con mayor intensidad en octubre en conjunción con la estación seca; la fructificación se inicia en octubre y concluye en mayo (Torres, 2001).

En el bosque natural de la llanura aluvial de Jenaro Herrera el incremento medio anual y máximo por clase diamétrica de *Virola pavonis* es de 4 y 27 mm/año, respectivamente. El modelo de crecimiento previamente ajustado predice el diámetro óptimo de aprovechamiento muy temprano en 20 cm de DAP cuando los árboles cuentan con incremento medio de 5,4 mm/año a la edad de 80 años (Nebel & Baluarte 2002a).

2.3. Modelización forestal

2.3.1. Conceptos básicos

A fin de aclarar conceptos es preciso comprender y diferenciar el significado de los términos crecimiento y producción, modelo y modelado, simulación y modelo matemático; para poder representar y describir correctamente estas expresiones.

2.3.1.1. CONCEPTO DE CRECIMIENTO Y PRODUCCIÓN

Las expresiones crecimiento y producción son usadas, en muchos casos, de forma indebida llegando a utilizarse inclusive como sinónimos. Respecto a esto, Spurr (1952) sugiere que una parte de la gran confusión general sobre las predicciones de crecimiento puede ser debida a interpretaciones inadecuadas de los términos crecimiento y producción.

De acuerdo con Husch *et al.* (1982) el crecimiento de los árboles consiste en el alargamiento y engrosamiento de las raíces, tallo y ramas. Spurr (1952) define crecimiento como la suma de los incrementos en un período de tiempo dado. Para Avery & Burkhardt (1983), crecimiento es un proceso intermitente caracterizado por cambios en la forma y dimensiones del tronco, en un período de tiempo dado, o sea, el incremento ocurrido en un período de tiempo considerado.

Según Vanclay (1994), el crecimiento se refiere al incremento en dimensión de uno o más individuos del rodal a través de un período de tiempo determinado (por ejemplo: crecimiento en volumen en m³/ha año). Para Gauto (1997), se entiende por crecimiento del bosque, o de los árboles que componen el bosque, los cambios ocurridos en tamaño en un determinado período de tiempo. Se sabe, por lo tanto, que en un bosque el crecimiento está dado por la actividad de los árboles vivos, pero la sumatoria de los crecimientos individuales no refleja el crecimiento del rodal como un todo, por el hecho de que existen árboles que mueren, que son cortados y árboles que ingresan en las clases diamétricas inferiores durante el período de tiempo considerado.

De acuerdo con Carvalho (1997), existe variación de crecimiento entre especies, así como puede haber variación dentro de una misma especie y entre individuos, debido a las diferencias que hay en los tamaños y grado de iluminación de las copas y la influencia de factores genéticos. Los tratamientos silviculturales pueden disminuir o hasta, en algunos casos, eliminar la diferencia de crecimiento entre individuos de una misma especie y su patrón de crecimiento.

En cuanto al término producción, según Spurr (1952), es la cantidad total de madera producida hasta un cierto momento. Para Avery & Burkhardt (1983), producción se puede definir como la cantidad total de madera disponible para la explotación en un momento dado, o sea, la suma de los incrementos anuales. De acuerdo con Vanclay (1994), producción se refiere a las dimensiones finales al término de un cierto período de tiempo que alcanza el rodal (por ejemplo: volumen en m³/ha).

Según Moscovich (2004), en el contexto de la ingeniería forestal, el término crecimiento se refiere al aumento observado en las dimensiones de un determinado atributo de un árbol o rodal,

por unidad de tiempo; mientras que el término producción se refiere a la cantidad total de un atributo o de una característica mensurable de un árbol o rodal, y que puede ser evaluado en un momento específico.

2.3.1.2. CONCEPTO DE MODELO Y MODELADO

Según Sanquetta (1996), un modelo es una representación física o abstracta de la forma o función de entidades u objetos reales. Del mismo modo Vanclay (1994) y García, (1994) definen modelo como una abstracción, o una representación simplificada, de algunos aspectos de la realidad.

Al respecto, Levins (1966, citado por Glenn-Lewis *et al.*, 1992), argumenta que los modelos pueden mostrar propiedades generales, precisión o realidad o alguna combinación de éstos, pero nunca las tres propiedades simultáneamente. Por ello, es necesario sacrificar por lo menos una de estas propiedades en función de maximizar las otras. Esta es una importante consecuencia para una aproximación del modelado, haciendo la naturaleza y la forma del modelo como un reflejo de una preferencia sobre cual de las propiedades debería tener mayor peso.

En función de lo dicho anteriormente, el término modelado expresa procesos, en nuestro caso, procesos de dinámica forestal, en lenguaje de símbolos lógicos y matemáticos. El modelado inevitablemente simplifica los procesos, no obstante, los modernos procesos ecológicos pueden ser bastantes complejos y difíciles de modelar (Glenn-Lewis *et al.*, 1992).

Por tanto, podemos decir que, un modelo de crecimiento es una abstracción de la dinámica forestal natural de una unidad de estudio (árbol o rodal), abarcando crecimiento, mortalidad y otros cambios en el árbol o en la composición y estructura del rodal. Generalmente se usa el término "modelo de crecimiento" para hacer referencia a un sistema de ecuaciones con una predicción de crecimiento y producción de la unidad de estudio bajo una amplia variedad de condiciones (Vanclay, 1994).

Los modelos generados durante el modelado prueban hipótesis que son una explicación explícita de las presuposiciones del modelo. De este modo, los modelos son usados para observar las consecuencias de las predicciones que, de ser hechas naturalmente, serían muy complicadas, tomarían demasiado tiempo, o no podrían realizarse por razones prácticas o éticas.

Sanquetta (1996) afirma que, inicialmente cualquier modelo es una representación imperfecta, no obstante, este puede ser mejorado poco a poco. Algunos llegan a la perfección, tornándose la propia realidad (en el caso de objetos artificiales como un aeromodelo), otros nunca llegan a esa situación. Por esto, un modelo de procesos biológicos no puede ser perfecto (cierto o errado), sino que puede apenas ser una representación bien hecha o no de la realidad.

2.3.1.3. CONCEPTO DE SIMULACIÓN Y MODELO MATEMÁTICO

La simulación difiere del término modelado, pues no es simplemente la reproducción de resultados de un modelo matemático. Es, en verdad, una técnica para probar las características teóricas y prácticas de modelos a través de la validación de condicionantes. Esto es, la técnica

que permite probar las consecuencias de alteraciones en las condiciones originales en que un modelo dado fue concebido (Sanquetta, 1996).

Daellenbach *et al.* (1983), consideran un sistema como un conjunto agregado de componentes que se complementan de alguna forma y que son naturalmente dependientes, siendo fundamentales para el desarrollo de estudios de modelado.

Un Modelo Matemático, según Ezequiel y Fox (1959, citado por Moscovich, 2004), es una ecuación algebraica que expresa la relación lógica esperada entre dos o más variables. Así, un modelo es una expresión matemática de las hipótesis, según el cual, los datos observados serán examinados para verificar si los hechos soportan o no las hipótesis, y para determinar los valores de las estadísticas.

Por otro lado, un modelo puede ser una representación simplificada de un sistema, una vez que los componentes principales de un sistema real o hipotético deben estar representados en la investigación. En el ámbito del manejo forestal y especialmente en el estudio de crecimiento y producción forestal, el crecimiento de un árbol o de un rodal puede ser evaluado bajo la óptica de un sistema de producción.

2.3.2. Modelos de crecimiento forestal

Los sistemas forestales (ecosistemas forestales) están entre los más complejos, principalmente los bosques nativos, y de modo especial los bosques neotropicales de altísima diversidad biológica. Cualquier sistema forestal está formado por componentes físicos (climáticos, edáficos, topográficos, etc.) y biológicos (animales y plantas). La integración o dependencia mutua de estos componentes dificulta la comprensión del funcionamiento del sistema como un todo, es decir, cuáles son los factores que gobiernan el desarrollo del bosque. Entonces, la planificación de la producción forestal no es una tarea fácil; aunque el cerebro humano tenga una gran capacidad interpretativa sobre el funcionamiento de las interacciones del sistema forestal, hay una dificultad en integrar las informaciones y usarlas para el manejo racional del bosque.

En ese sentido, el estudio del crecimiento y de la producción presente y futura de los árboles y masas forestales es básico y fundamental para la planificación y administración forestal. Con la creciente importancia de la silvicultura de producción en la industria de productos forestales, crece también la necesidad de informaciones cuantificadas sobre la disponibilidad de materia prima que puede ser producida por los árboles y por los bosques (naturales o plantados).

Al respecto, Clutter *et al.* (1983) afirman que el manejo forestal tiene mucha similitud con el manejo industrial. En ambas actividades, diferentes niveles de entrada al proceso resultan en salidas distintas y, en consecuencia, lucros o pérdidas para la empresa.

En este contexto, los modelos de crecimiento y de producción son universalmente aceptados como instrumentos de incontestable utilidad. Decisiones óptimas sobre los niveles de entrada más adecuados, ordenamiento en el tiempo, intensidad de intervenciones y otras modificaciones del proceso de manejo, exigen predicciones acertadas de los resultados que son obtenidos en todas las combinaciones relevantes de esos niveles (Moscovich, 2004).

Estas decisiones de manejo forestal son análogas a las referentes al número de turnos de trabajo, materia prima a ser usada, alteración del proceso industrial, etc. (Clutter *et al.*, 1983).

En la investigación y en la planificación de la producción forestal, la disponibilidad de modelos de crecimiento y de producción, permite mostrar similitudes y diferencias sobre el crecimiento, la producción y sobre la productividad forestal como un todo.

A pesar de que los estudios sobre crecimiento y producción se han iniciado en Europa hace más de 200 años, el gran progreso en ésta área de investigación sucedió a finales del siglo pasado y a principios del presente siglo. Siendo en estas tres últimas décadas que se puede observar un vertiginoso crecimiento en los esfuerzos de investigación en esta área.

Los modelos de crecimiento forestal surgieron ante la necesidad de predecir el crecimiento de las masas forestales y su respuesta a las intervenciones silviculturales y han sido uno de los objetivos fundamentales de la investigación forestal. La clave para una correcta gestión forestal radica en un profundo conocimiento de los procesos de crecimiento; en este sentido, los modelos de crecimiento son una herramienta muy valiosa para los silvicultores y gestores de bosques, al permitir predecir el desarrollo de una masa, y, por tanto, facilitar la selección de las mejores alternativas de gestión (Castedo, 2004). García (1988) coincide con esta apreciación al afirmar que los modelos de crecimiento son vitales para la planificación del manejo forestal, por lo tanto, los gestores de bosques necesitan tener cierto conocimiento de las variables técnicas de modelado del crecimiento y de sus limitaciones.

Para Kiviste *et al.* (2002), los modelos de crecimiento describen las variaciones que experimenta el tamaño de un organismo o una población con la edad. En el caso de las plantas, su crecimiento es el resultado de la interacción entre dos factores opuestos, por una parte está la tendencia intrínseca hacia un crecimiento ilimitado, que depende del potencial biótico del individuo, de su actividad fotosintética, de la absorción de nutrientes y de los procesos catabólicos y anabólicos; y, en el lado opuesto, las restricciones al crecimiento impuestas por el entorno en el que se desenvuelve dicho individuo (competencia con otros organismos, limitación de recursos, procesos respiratorios y estrés) y por su propia condición de ser vivo (mecanismos de autorregulación del crecimiento y envejecimiento).

La modelización forestal se rige por dos principios fundamentales: un conocimiento exhaustivo del sistema que se pretende modelizar y un establecimiento a priori, y con la mayor exactitud posible, de los objetivos concretos que se intentan alcanzar (Gadow *et al.*, 2001). La misma fuente, agrega que, en el ámbito forestal, el sistema es el árbol individual o la masa forestal, y el objetivo de la modelización es determinar la evolución en el tiempo de una o más variables dendrométricas o dasométricas que se definen en ese sistema. En cuanto a la metodología más adecuada para la obtención de un modelo, la misma fuente precisa que ésta viene determinada por los objetivos que se pretenden alcanzar, que a su vez determinan el tipo de datos necesarios y la precisión de las estimaciones dadas.

Los modelos de crecimiento de un gran número de variables dendrométricas (de árbol) y dasométricas (de masa) deben contar con algunas características básicas como: algunas

propiedades matemáticas relacionadas con los límites del crecimiento (por ejemplo, existencia de un punto de inflexión, asíntotas horizontal, etc.) deben contar además con un comportamiento lógico, es decir, no deben permitir valores anormales desde el punto de vista biológico y consecuentemente deben contar con una base biológica (Kiviste *et al.* 2002).

Los modelos de crecimiento tienen múltiples aplicaciones dentro del ámbito forestal, entre las que destacan: (i) conocimiento de la evolución o del crecimiento de cualquiera de las variables del árbol o de masa, tales como diámetro, área basal, altura, volumen, etc.; (ii) construcción de curvas de calidad de estación basada en la evolución con el tiempo de las alturas dominantes de una masa forestal, para estimar y clasificar de forma sencilla la productividad de una determinada especie en un área geográfica determinada; (iii) elaboración de cualquier tipo de tablas de producción, que describen la evolución con la edad de todas las variables de una masa forestal; (iv) posibilidad de calcular los valores máximos de los crecimientos medio y corriente de diferentes variables; (v) determinar las edades a las que se alcanzan los turnos financieros, tecnológicos y físicos de las masas forestales; (vi) la estimación de la posibilidad en bosques ordenados se simplifica cuando se conocen las funciones que rigen el crecimiento en volumen de sus masas; (vii) los modelos de crecimiento y sus primeras derivadas se pueden utilizar para caracterizar las funciones de distribución y de densidad de probabilidad de variables dendrométricas como diámetros, alturas, secciones o volúmenes, tanto en masas regulares como en irregulares; (viii) en masas irregulares, cuando se conoce la distribución de las clases de edad, es posible utilizar los modelos de crecimiento (de volumen o de área basimétrica) para realizar simulaciones con el objeto de optimizar los aprovechamientos (Kiviste *et al.*, 2002).

La modelización forestal tuvo su origen en la dasometría, para la estimación de los volúmenes de madera de un árbol o de una masa, y produjo inicialmente tablas y tarifas de cubicación, y desde entonces han evolucionado paulatinamente hasta llegar a los actuales modelos de crecimiento (Erviti, 1991). Este mismo autor hizo una revisión histórica del desarrollo de los modelos de crecimiento desde antes de 1950 hasta finales del siglo pasado, tanto en Europa como en Norteamérica, y describe como éstos han ido evolucionando hasta la fecha.

2.3.3. Clasificación de los modelos de crecimiento

Una de las primeras propuestas para organizar de manera sistemática las funciones matemáticas para la descripción del crecimiento y de la producción fue el estudio desarrollado por Munro (1974). La iniciativa coincidió con el período en que el uso de las computadoras como instrumento auxiliar para la investigación forestal se volvía cada vez mas difundido. De la misma forma, en estas tres últimas décadas, se han desarrollado nuevas y sofisticadas técnicas estadísticas, así como también fue intensificado su uso en la ciencia forestal.

La clasificación propuesta por Munro (1974), sintetiza los diferentes enfoques analíticos utilizados en la época: (i) modelos para rodales forestales (modelos globales) y (ii) modelos para árboles individuales. Posteriormente, Smith & Williams (1980) cit. por Munro (1982), sugerían algunas modificaciones en la clasificación original de Munro (1974), partiendo de un substancial

aumento en nuevos enfoques y principios del modelado del crecimiento y de la producción que ya habían quedado evidenciados con el avance de la ciencia forestal. Durante la misma época, Ek & Monserud (1981) también propusieron una clasificación más amplia para las diferentes técnicas de modelado en crecimiento y producción donde se incluían las siguientes categorías: (i) métodos tradicionales de construcción de tablas de producción; (ii) ecuaciones diferenciales; (iii) procesos estocásticos; (iv) métodos de distribución; y, (v) modelos para simulación del crecimiento de árboles individuales. Otras clasificaciones se basaban en el tipo de bosque al que iba dirigido el modelo así Clutter *et al.* (1983), distinguían entre modelos para bosques nativos y modelos para bosques plantados; no obstante, la clasificación más amplia para los diferentes enfoques del modelado del crecimiento y de la producción, fue la propuesta por Davis & Johnson (1987), de la siguiente manera: (i) modelos para rodales; (ii) modelos por clases diamétricas; y (iii) modelos para árboles individuales. Esta última clasificación fue ampliada posteriormente para poder incluir, dentro de cada grupo, una jerarquía basado en los objetivos y en la precisión del modelo (ver por ejemplo, García, 1988; Erviti, 1991; Vanclay, 1994 o Gadow *et al.*, 2001).

Otros investigadores, como Valsta (1993), precisan que los modelos forestales de crecimiento se pueden clasificar por las siguientes propiedades: (i) la unidad de predicción; (ii) el empleo de datos sobre la localización espacial de los árboles, es decir, modelos dependientes frente a independientes de la distancia; (iii) modelos determinísticos frente a modelos estocásticos; y (iv) modelos estadísticos o empíricos frente a modelos basados en procesos.

Un análisis global de las diferentes filosofías de estudio en crecimiento y producción revela la existencia de dos formas básicas para presentar los resultados numéricos de cualquier investigación en el área: "tablas" y "ecuaciones". Los primeros estudios sobre crecimiento y producción registrados en la literatura fueron las "tablas de producción". Antes del desarrollo de las técnicas de análisis de regresión, las informaciones forestales por unidad de área eran ajustadas a través de métodos gráficos para posibilitar la obtención de estimativas de producción por clases de edad. Estas estimativas eran, posteriormente, presentadas bajo la forma de tablas de producción. Después del desarrollo de técnicas de análisis de regresión, los resultados pasaron a ser presentados a través de ecuaciones, ajustándose modelos matemáticos de diferentes grados de complejidad.

No obstante, de la existencia de numeras propuestas para clasificar los modelos de crecimiento forestal, en el presente trabajo, se ha optado por la clasificación tradicional de modelos de crecimiento propuesto por Davis & Johnson (1987); fundamentado en el nivel de detalle con el que trabajan a la hora de realizar las estimaciones, añadiendo a la propuesta los modelos de proceso (Vanclay, 1994, Gadow *et al.*, 2001). Las categorías de esa clasificación de modelos son las que figuran a continuación.

2.3.3.1. MODELOS DE MASA

Los modelos de masa se caracterizan por mostrar, para unas condiciones ambientales específicas, información sobre el desarrollo conjunto de todos los árboles que la constituyen, pero

permitiendo modificaciones de sus variables debidas a alteraciones humanas, fundamentalmente claras (Gadow *et al.*, 2001). La principal ventaja de los modelos de masa es que requieren de poca información para simular el crecimiento y estimar el volumen futuro, por lo que son los modelos más sencillos, y a su vez los más robustos, obteniendo generalmente buenas estimaciones de las variables dasométricas; sin embargo, presentan el inconveniente de que no permiten conocer cómo se encuentra repartida la producción de la masa en las distintas clases comerciales; para solventar este problema se desarrollaron modelos basados en la evolución del crecimiento del árbol individual y modelos de clases diamétricas, intermedios entre los de masa y los de árbol individual (Castedo, 2004).

2.3.3.2. MODELOS DE ÁRBOL INDIVIDUAL

Son modelos mucho más precisos que los de masa, ya que se apoyan en los fenómenos que condicionan el crecimiento a un nivel más detallado que el de masa (el árbol es la unidad primaria de modelización); sin embargo, aunque la unidad primaria de modelización es el árbol, de ellos se puede derivar el crecimiento de variables de masa mediante metodologías de agregación (Castedo, 2004). Según Munro (1974), los modelos de árbol individual se pueden clasificar a su vez en dependientes e independientes de la distancia, siendo su característica común la introducción de un factor de competencia dependiente del individuo en las ecuaciones de crecimiento de cada árbol. Estas ecuaciones suelen ser una función de crecimiento en altura, una función de crecimiento en grosor (en diámetro o sección) y una función que estima la mortalidad natural. Una ventaja que presentan frente a otros tipos de modelos es que ofrecen la posibilidad de estimar el crecimiento de masas mixtas; sin embargo, poseen el inconveniente de requerir un gran volumen de datos, algunos de ellos muy costosos, y de exigir una elaboración metodológicamente más compleja que los modelos de masa (Castedo, 2004).

Se pueden considerar también dentro de los modelos de árbol individual a los modelos arquitecturales que se apoyan principalmente en la ecofisiología, y que analizan los principales modos de crecimiento y de ramificación de los vegetales, basándose en patrones o tipos arquitecturales elementales, como los modelos arquitecturales de crecimiento introducidos por Hallé & Oldeman (1970).

2.3.3.3. MODELOS DE CLASES DIAMÉTRICAS

También denominados de clases de dimensión, se encuentran en el medio entre los modelos de masa y los de árbol individual (Gadow *et al.*, 2001). Surgieron en la década de los 60 para masas puras y regulares como respuesta a las necesidades de información de las frecuencias de dimensiones de los árboles (Castedo, 2004). Son modelos que estiman las variables de masa y la estructura de la misma mediante una función de densidad o distribución que se ajusta las distribuciones diamétricas (Normal, Weibull, Beta, etc.). La unidad básica de simulación es, por tanto, el árbol ideal que representa un cierto número de árboles de la masa caracterizados por pertenecer a una misma clase diamétrica (Gadow *et al.*, 2001). Este tipo de modelo ha tenido su

objeción más importante en la apreciación de García (1988) de que la correlación entre los tamaños de los árboles hace que sobre distancias muy cortas haya una correlación negativa debido a la competencia, mientras que a grandes distancias, similitudes en el microclima originan una correlación positiva que decrece con la distancia. Esto implica que la distribución de los árboles por el tamaño de sus diámetros varía con el área del rodal considerado, y en concreto la varianza cambia con el tamaño de la parcela, por lo que las distribuciones diamétricas obtenidas a partir de las parcelas de investigación no describen correctamente todo el rodal.

2.3.3.4. MODELOS DE PROCESO

Surgieron en la búsqueda de una base fisiológica para las técnicas de modelización donde se incorpore a la simulación una interpretación de la dinámica interna del rodal fisiológica y ecológicamente fundamentada. El principio de este tipo de modelos es explicar los determinantes del crecimiento de los árboles mediante procesos ecológicos y fisiológicos, con el objetivo de poder estimar la producción en el supuesto de que cambien estos determinantes (Erviti, 1991). Los factores eco-fisiológicos que suelen incluir estos modelos son la luz, el ciclo de nutrientes, el balance de carbono, el índice de área foliar, etc. Por otra parte, el grado de complejidad es muy variado entre unos y otros, siendo mayor cuanto más se alejan del enfoque clásico de los modelos de crecimiento.

Una de las principales ventajas de los modelos de proceso es su gran valor científico, puesto que ayudan a conocer en detalle el funcionamiento del sistema forestal; no obstante, es cuestionable su valor práctico en la gestión forestal debido a su gran complejidad.

2.3.4. Antecedentes sobre modelización del crecimiento de especies forestales del bosque húmedo tropical en Perú

La modelización forestal es una ciencia de reciente desarrollo en el Perú y que tuvo su inicio en los centros de investigación nacionales y centros de investigación forestal de las universidades nacionales.

Los primeros esfuerzos afines se remontan al año 1970, cuando el "Proyecto de Asentamiento Rural Integral de Jenaro Herrera" (región Loreto) inició los primeros experimentos en plantaciones forestales para la selección de especies forestales promisorias, en función de su comportamiento silvicultural, llegando a ensayar el comportamiento silvicultural de 104 especies forestales nativas y 9 exóticas (Claussi *et al.*, 1992); sin embargo, no fue hasta finales de la década de los 90 cuando se procesan parcialmente los primeros registros biométricos provenientes de parcelas permanentes de crecimiento de algunas especies forestales promisorias, dando origen a los primeros resultados sobre crecimiento y producción de especies forestales en plantaciones.

Los primeros años del presente siglo fueron muy prolíficos en materia de publicaciones sobre modelos de crecimiento, así en el 2001, Otárola *et al.* (2001) publican el estudio de calidad de sitio

de *Cedrelinga catenaeformis*, del mismo modo, un año después Otárola & Linares (2002) formulan la primera tabla de volumen total y comercial (modelo estático) de *Cedrelinga catenaeformis*.

Asimismo, en el año 2004, Rojas (2004) determina los modelos de crecimiento de mejor ajuste para el crecimiento y captura de carbono en las especies *Cedrelinga catenaeformis* y *Simarouba amara* en condiciones de plantación en Jenaro Herrera. En el año 2005, Baluarte (2005), obtiene el punto óptimo de crecimiento y producción de *Cedrelinga catenaeformis* en base a tres clases de sitio probando nueve funciones de crecimiento de árbol individual.

Posteriormente, desde 1982, se lleva a cabo en la "Estación Experimental Alejandro von Humboldt" (región Ucayali) investigaciones en plantaciones de enriquecimiento y a campo abierto con 45 especies forestales, destacando como especies promisorias *Cedrelinga catenaeformis*, *Amburana cearensis*, *Swietenia macrophylla*, *Simarouba amara*, *Aspidosperma macrocarpon* y *Copaifera reticulata*. Los registros sobre crecimiento en diámetro y altura fueron procesados en el sistema Mira-Silv versión 2.5 (Ugalde, 1999) y SASTM (SAS Institute, 2004a) logrando formular modelos de la relación de crecimiento en diámetro-altura de las especies antes mencionadas (Flores, 2002).

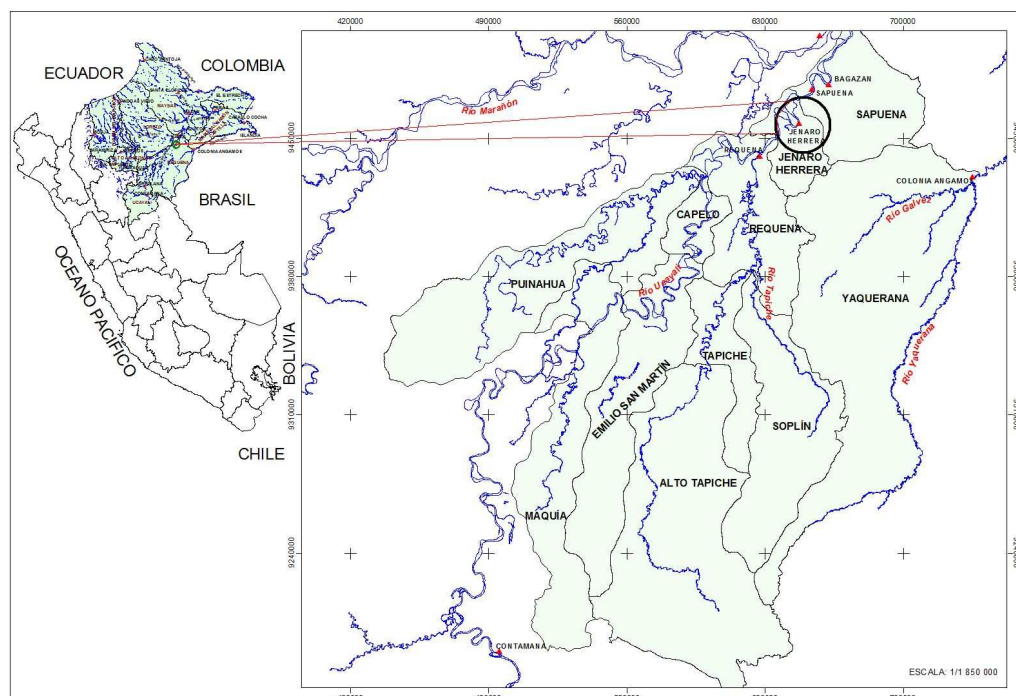
Además de las tablas de volumen y modelos de crecimiento de especies forestales de plantaciones, existen trabajos previos con especies forestales de masas naturales; así en el año 1999, Nebel formula los modelos de crecimiento de *Minquartia guianensis* y *Maquira coriácea* (Nebel 2000a,b; respectivamente). La base de datos de las especies supracitadas fueron extraídas de nueve parcelas permanentes de muestreo de una hectárea cada una, instaladas en 1993 en el bosque natural aluvial inundable del distrito de Jenaro Herrera. Las parcelas forman parte de la red de parcelas de crecimiento que monitorea el "Centro Internacional de Investigación Forestal – CIFOR" en el mundo. Estas parcelas, por su ubicación en el bosque aluvial inundable, son únicas en el país y actualmente están bajo la responsabilidad del Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana. Posteriormente, con la misma base de datos se obtuvieron los modelos empíricos de árbol individual sobre crecimiento y producción de las especies *Hura crepitans* (Baluarte, 2006), *Hura crepitans* y *Terminalia oblonga* (Nebel & Baluarte, 2000), *Guarea macrophylla* y *Calycophyllum spruceanum* (Baluarte & Nebel, 2002), *Virola pavanis* (Strandby et al., 2000; Nebel & Baluarte, 2002a) y *Virola elongata* (Baluarte & Álvarez-González, 2008).

Uno de los modelos de proceso elaborados en Perú corresponde a *Calycophyllum spruceanum* (capirona) en condiciones de bosque natural, estimándose la cantidad de carbono almacenada en la biomasa aérea y bajo el suelo (Martínez, 2002). En dicho estudio se midió la longitud total y comercial del fuste con y sin corteza de cada uno de los árboles, formulándose a través del ajuste de 15 funciones de crecimiento una tabla de volumen para la especie. La biomasa se midió tanto en la parte aérea como bajo el suelo, distinguiendo las fracciones de raíces, ramas, copa (hojas y ramillas), necromasa mayor y necromasa menor. Con estos datos se estimó, en promedio, en un 45% la fracción de carbono almacenada en los tejidos vivos de las diferentes fracciones de ramas, raíces y copas; mientras que la fracción de carbono almacenada

en las restantes fracciones estudiadas es como sigue: necromasa mayor (44%), necromasa menor (41%), arbustos (42%), herbáceas (41%), y suelo (0.28%).

Recientemente, la Universidad Nacional Agraria – La Molina, a través de Llerena, *et al.* 2008, ha propuesto a la Dirección Nacional Forestal y Fauna del Ministerio de Agricultura el uso del "modelo Zelig" para el seguimiento y monitoreo de parcelas permanentes de muestreo de 12 años ubicadas en el Bosque Nacional Alexander von Humboldt; el procesamiento de estos datos y la generación de los modelos de crecimiento debe servir para afinar los planes de manejo en las concesiones forestales del Bosque Nacional Alexander von Humboldt.

No obstante, existe un cierto retardo, como ha sido habitual en otras latitudes, en la utilización de los mismos por parte de los gestores y de otros investigadores forestales. En tal sentido, los esfuerzos deben orientarse a promover la formación de un mayor número de profesionales en esta rama y a sensibilizar a los gestores de bosques para contribuir con la ordenación forestal sostenible de los bosques de la selva baja peruana.



En este estudio se consideraron los bosques de dos zonas periódicamente inundables localizadas aproximadamente a 10 km al sur este del CIJH: (i) bosques de restinga alta y baja en la zona de Braga (Supay), y (ii) bosque de tahuampa en la zona de Lobillo.

3.2. Clima

El clima de la mayoría de los bosques de la selva baja de la Amazonía peruana es húmedo tropical. La Figura 3.2 presenta un diagrama climático para el periodo 2000-2010, cuyos datos indican que se trata de un clima típicamente ecuatorial.

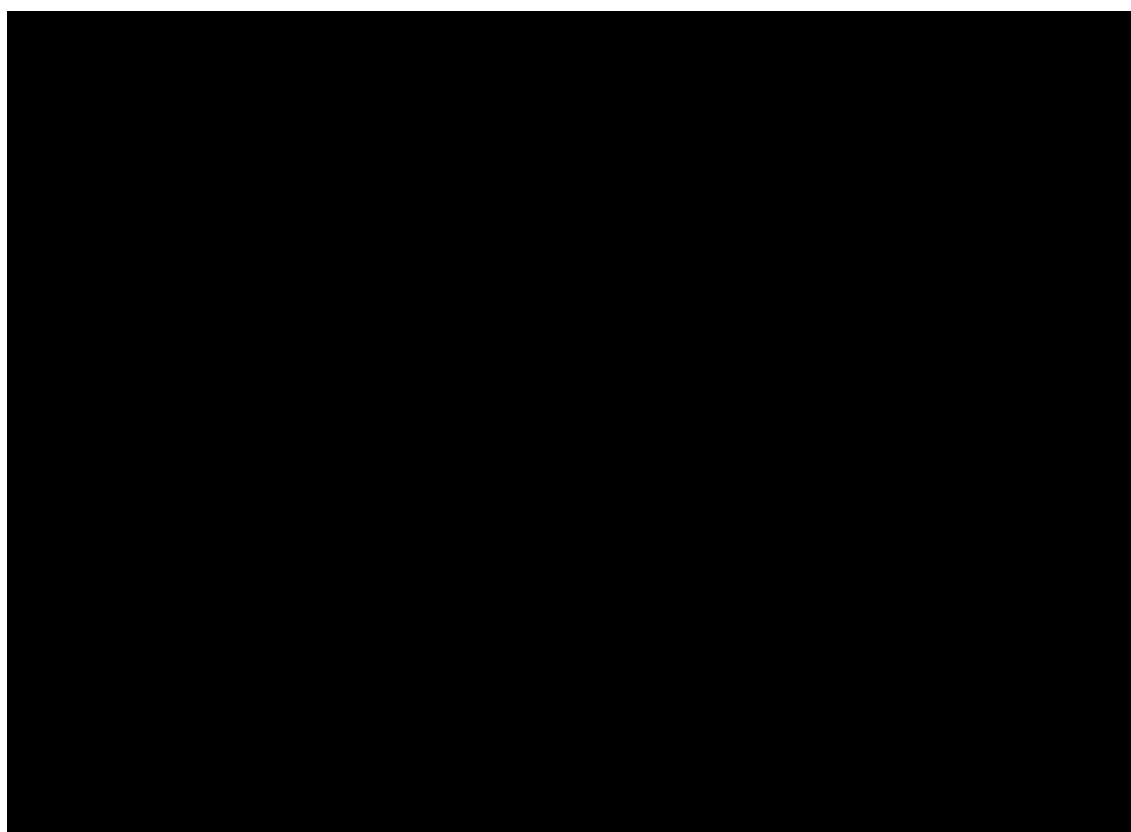


Figura 3.2. El clima de Jenaro Herrera, registrado en campo abierto en el periodo enero 2000–abril 2010, los datos de las figuras son promedios mensuales cuyos valores están calculados de mediciones diarias.

La temperatura media anual es de 26,03°C, oscila a largo del año entre 25,21 °C, media del mes de junio y julio, y 26,59 °C, media del mes de noviembre; mientras que la temperatura media máxima anual es de 31,25°C y la temperatura media mínima anual 22,02°C. La temperatura absoluta más elevada (hasta 37 °C) se puede encontrar en dos épocas: en enero, febrero, marzo y en agosto, septiembre, octubre; la más baja (hasta 13,6 °C) en septiembre 2003, las temperaturas más bajas aparecen con cierta frecuencia cada año, algunas veces en junio, julio, agosto o septiembre. Estas "anomalías climáticas" fueron documentadas por Marengo & Sánchez (1985), se conocen como "veranillos" y "friajes"; la primera caracterizada por un periodo intenso sin lluvias que ocurre en medio de la estación lluviosa y la segunda a los descensos de la

temperatura producto de la penetración de masas de aire provenientes desde latitudes polares del sur.

La precipitación promedio anual en el mismo periodo fue de 2.270 mm. Los años más lluviosos fueron 2000 y 2002 con 2679,1 mm y 3272,1 mm, respectivamente; mientras que el año 2007 fue el más seco con 1066,2 mm. Las precipitaciones mensuales varían entre 37 mm (febrero 2007) y 761 mm (julio 2002). Aunque el ritmo anual no está bien marcado, al analizar los valores medio de cada mes se comprueba que hay una estación más lluviosa entre marzo, abril y mayo, y una menos lluviosa en junio, julio, agosto y septiembre. Esta estación menos pluviosa fue notoria en los años 2007, 2008 y 2009. Además de esta estación seca, que consideramos más importante, puede haber otro periodo seco también, pero más corto, que se sitúa entre los meses de diciembre y marzo: febrero 2007, febrero, marzo y diciembre 2008 y marzo 2009. De acuerdo con los datos meteorológicos analizados, es evidente que el año 2007 fue un año atípico, ya que comparado con los registros de años anteriores analizados por Marengo (1983) y Gautier & Spichiger (1986) no se observaron valores tan bajos de precipitación. Según Espinoza *et al.* (2009a, 2009b), el aumento de precipitaciones entre marzo-abril y mayo en el noroeste de la Amazonía durante la última década está relacionado a una anomalía geopotencial positiva en la mayor parte del continente al sur de la línea ecuatorial y por consiguiente a un debilitamiento de vientos del noroeste a lo largo de los Andes, y a una convergencia de vapor de agua mayor en el norte. Las mismas características explican un inferior aporte del vapor de agua hacia la Amazonía sur, la menor convergencia y la disminución de lluvias en esta región, esta afirmación se sustenta en el análisis de registros que abarcan el periodo de treinta años (1974–2004) obtenidos de estaciones meteorológicas ubicadas estratégicamente en Brasil, Perú Ecuador y Bolivia. La misma fuente precisa que en el norte del Amazonas, la variabilidad de la precipitación a largo plazo está asociada con la oscilación interanual del Pacífico; mientras que Marengo (2004) sostiene que la variabilidad está asociada con la oscilación decenal del Pacífico, la que tiene finalmente influencia en los niveles de los ríos amazónicos.

Por ser una zona cercana al ecuador, la presencia de un ritmo solar anual es más evidente, por término medio hay cerca de 1.693,33 horas de sol al año. Los años 2000 y 2001 fueron los menos soleados (1.609 y 1.514,5 horas, respectivamente); mientras que el año 2007 tuvo el máximo de horas de sol (1.971,7 horas). Las horas absolutas de sol varían entre 68,1 (octubre 2002) y 227,6 (agosto 2008). El número de horas de sol es más bajo en febrero, marzo y abril (casi 94,8 horas en promedio) que en los meses de julio, agosto y septiembre (alrededor de 201 horas en promedio).

Estos datos indican que existe mayor variación en la precipitación que en las temperaturas a través del año, por lo que es prácticamente imposible diferenciar verano e invierno desde el punto de vista térmico; en consecuencia, los meses con mayor abundancia de lluvias que ocasionan las crecidas de los ríos son considerados como "invierno", mientras que el periodo seco, que da lugar al estiaje o vaciante, se considera "verano".

La fenología de las plantas parece depender de las precipitaciones durante el año. En casi todo el bosque hay abundancia de frutos maduros en la estación "lluviosa". En los bosques de tierra firme, la floración de los árboles parece estar restringida al periodo seco (Gautier & Spichiger, 1986; Ríos, 1991); mientras que el periodo de floración de la mayoría de los árboles estudiados muestra coincidencia con la época de lluvias, que en Jenaro Herrera ocurre en los meses de enero a abril. La fructificación del 65% de las especies estudiadas ocurren simultáneamente con el periodo de inundación de los bosques ribereños, es decir, entre los meses de febrero a junio, alcanzando su mayor valor entre marzo a mayo (Kvist & Nebel, 2000). Asimismo se ha observado que algunas especies como *Calycophyllum spruceanum*, *Cedrela odorata*, *Ceiba pentandra*, *Ceiba samauma*, *Hura crepitans* y *Terminalia oblonga* pierden parcial o totalmente sus hojas antes o durante la floración y fructificación. Al respecto, Junk (1997) y Nebel *et al.* (2000a), sostienen que muchas especies arbóreas adaptadas a inundaciones monomodales llevan a cabo la caída de detrito y la subsiguiente floración y fructificación en conjunción con el periodo de inundación como una estrategia para perpetuar la especie.

3.3. Clases de aguas y tipos de inundaciones

En la diferenciación de las formaciones vegetales amazónicas, las masas de agua lénticas (estancadas) y lólicas (corrientes), por mínimo volumen o caudal que posean, son muchos más importantes en los bosques inundados periódicamente que en los inundados irregularmente (Junk, 1980).

A menudo los ríos amazónicos se clasifican de acuerdo a las propiedades físicas y químicas de sus aguas o de acuerdo a la carga en suspensión. Esta clasificación supone que la carga en suspensión tiene relación con la zona de curso superior y el carácter morfológico de los ríos.

En la Amazonía brasileña (Prance, 1978), distinguió principalmente tres tipos de agua en base a su color: ríos de agua blanca, agua negra y agua clara. Estos grandes tipos de agua están también presentes en la Amazonía peruana, aunque con ciertas variaciones en su contenido medio de humus, nutrientes, índices de acidez y otros (Encarnación, 1985). Según Kalliola & Puhakka (1993), los ríos de agua blanca presentan su color semejante a café con leche, debido a la gran cantidad de sedimentos suspendidos. La reacción de sus aguas es casi neutra y son de origen andino. Los ríos de agua negra son pobres en sedimentos suspendidos, pero muy ricos en sustancias húmicas, el color de sus aguas es similar al café negro, sus aguas son ácidas y contienen poca cantidad de elementos nutritivos, son de origen amazónico. Los ríos de agua clara son pobres tanto en sedimentos en suspensión como en sustancias húmicas, sus aguas son transparentes, normalmente de un color verdoso y de pH variable, estos ríos están ausentes en la zona. Basado en esta información, Encarnación (1985), clasificó los ríos de la Amazonía peruana incluyendo al río Amazonas, Marañón y Ucayali dentro del grupo de ríos de agua blanca. Los ríos de agua blanca son de enorme importancia para la región, ya que sus riberas constituyen los

espacios donde se desarrolla la agricultura de corta temporada que proveen alimentos a las grandes ciudades amazónicas.

Las inundaciones pueden suceder de forma regular, tener diferentes rangos y durar cortos o largos periodos. En la llanura aluvial de los grandes ríos, los periodos de inundación siguen modelos monomodales predecibles, mientras que en la llanura aluvial adyacente a quebradas y ríos pequeños, las inundaciones tienden a ser polimodales y de manera inesperada, estas circunstancias son utilizadas por los extractores de madera para remolcar las trozas desde las restingas altas y terrazas a través de las quebradas hasta el borde del río mayor donde se organizan las armadías de madera.

En el río Amazonas, así como en sus afluentes mayores como el caso del río Ucayali, el ritmo de inundación tiene un comportamiento monomodal anual, según Guyot *et al.* (2007) el río Ucayali presenta una descarga anual de agua de aproximadamente 14.000 m³/s. La inundación constituye el principal factor ambiental que tiene influencia en los llanos inundables peruanos. Los pobladores ribereños conjugan sus actividades productivas con las fluctuaciones anuales del río; sin embargo, los cambios repentinos en los patrones de inundación afectan los cultivos de ciclo corto (Marengo, 1983). Gentry & López (1980) advirtieron un incremento en los máximos niveles anuales de agua del Amazonas durante el periodo 1962–1978, debido a la deforestación ocurrida en los Andes peruanos, pero Kvist & Nebel (2000), al analizar los niveles anuales de agua máximo y mínimo registrado en Iquitos durante el periodo 1980–1997, no encontraron ningún indicio de aumento en el nivel máximo de inundación a pesar que la deforestación de las vertientes andinas viene ocurriendo desde 1978. Tanto la variabilidad del caudal como la de la precipitación parecen estar más relacionadas a las variaciones del clima que a la actividad humana (Marengo, 2004; Espinoza *et al.* 2009a, Espinoza *et al.* 2009b).

El periodo de mayor inundación en la zona de estudio es normalmente entre marzo y mayo y los niveles más bajos de agua ocurren en agosto–octubre; la amplitud promedio del nivel del agua es de 8,67 metros. El más bajo nivel del río Ucayali fue observado el año 2005, cuyos registros revelan un promedio anual de 123,43 msnm, correspondiendo el valor absoluto más bajo a 118,21 msnm (septiembre 2005), año en el que se produjo la mayor vaciante de los últimos años, evento que también fue observado en toda la cuenca Amazónica en su conjunto y fue documentado por Marengo *et al.* (2008). El valor máximo de agua sugiere una correlación con la cantidad de precipitación del lugar (Figura 3.3), aunque las fluctuaciones del río dependen más de la intensidad de lluvia que ocurren en las vertientes andinas más distantes (Kvist & Nebel, 2000). Durante el nivel máximo de agua, se observó que cerca del 90% de la llanura aluvial fue inundada, mientras que en la estación de merma, prácticamente menos del 10% permanece cubierto de agua.

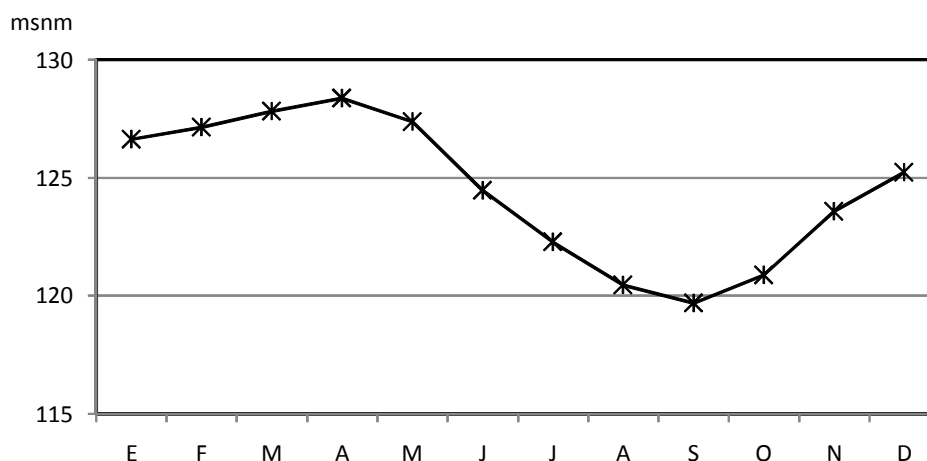


Figura 3.3. Nivel del río Ucayali sobre el nivel de mar periodo enero 2000–abril 2010, registrado en la estación hidrológica de Requena (45 minutos aguas arriba de J. Herrera).

3.4. Suelos y fisiografía

Los suelos de la Amazonía se originaron al formarse el geosinclinal E-O, que en el periodo Cámbrico originó una cuenca cuyos desagües corrían hacia el Océano Pacífico. Con los procesos continuos de sedimentación y con el inicio del levantamiento de la Cordillera de los Andes en el Mioceno, el drenaje se orientó hacia el Océano Atlántico (Paredes, 1979). Posteriormente, en el terciario y Pleistoceno, tienen lugar depósitos de relleno de la cuenca con material sedimentario, arrastrado por los ríos desde los Andes y constituido por areniscas, calizas y gredas volcánicas. Las planicies de inundación con depósitos recientes del cuaternario (Holoceno) constituyen sólo una pequeña proporción de configuración geológica de la zona (Dumont *et al.*, 1988).

En la fisiografía del terreno comprendida entre 100–250 msnm, se distinguen dos grandes grupos: (i) terrazas y planicies aluviales, con suelos a base de sedimentos recientes de profundidad variable, generalmente expuestos a la acción fluvial; y (ii) terrazas altas y colinas desgastadas por erosiones continuas, con sedimentos no consolidados, depositados en el Terciario y Pleistoceno, muy profundos y muy meteorizados (Encarnación, 1985). Coinciden con esta apreciación López & Freitas (1990), quienes identificaron en el ámbito de Jenaro Herrera dos paisajes marcadamente distintos: por un lado la planicie aluvial fluvial, inundada estacionalmente durante el periodo de creciente del río Ucayali, y la zona de altura "tierra firme", no influenciada por las variaciones estacionales del nivel de agua del río Ucayali. Estos mismos autores reconocen en la zona de altura tres unidades fisiográficas: la terraza baja, la terraza alta y la colina baja. Mientras la terraza baja se formó durante el cuaternario, las otras dos unidades pertenecen geológicamente a la formación fluvial Sapuenilla del arco de Iquitos con edad mioplioceno, levantada posteriormente por una tectónica de fallas (Dumont *et al.*, 1988; Dumont *et al.*, 1990).

En un intento de homogenizar la nomenclatura en la clasificación de los suelos de la Amazonía baja, Paredes (1979), hizo una equivalencia de la clasificación convencional con la clasificación de FAO 1973 (Tabla 3.1).

Tabla 3.1. Clasificación de los suelos de la Amazonía peruana [resumen Paredes (1979) con equivalencia a la nomenclatura de FAO (1973).

Relieve	Clasificación convencional		Clasificación FAO, 1973	
Llanura de inundación (paisaje aluvial)	Entisoles	Tropofluvent acuico	Fluviosoles	Fl. eútrico
	Histosoles	Tropofibrit hídrico	Histosoles	Hist. Districo
	Inceptisoles	Tropocuept aérico	Gleysoles	Gl. eúrico
		Tropocuept típico		Gl. Húmico
Llanura de sedimentación	Entisoles	Cuarzipsammen spódico	Arrenosoles	Ar. albico
	Espodosoles	Tropocuod aérico	Podzoles	P. órtico
	Ultisoles	Plintacuult	Acrisoles	Ac. gleyco
Colinoso	Alfisolos	Paleudalf típico	Luvisoles	L. órtico
	Ultisoles	Paleudult típico	Acrisoles	Ac. órtico
		Plintudult		Ac. plíntico

Nebel *et al.* (2000a), contribuyeron a dar mayor precisión a la clasificación de los suelos del llano inundable, determinando que las tres áreas de estudio presentan suelos entisoles de acuerdo con la clasificación convencional. De acuerdo con la clasificación FAO, los suelos de la restinga alta y baja son "hydraquents", mientras que los del bosque de tahuampa son "fluvaquents". La misma fuente agrega que los suelos en los tres tipos de bosque están caracterizados por una pequeña actividad faunística en todos los horizontes: un horizonte superior A de 5-10 cm de cobertura y un horizonte B que se extiende hacia abajo hasta aproximadamente 150 cm. En el horizonte B el contenido de arcilla es alto (aproximadamente 50% hacia arriba), aunque la fracción de material arenoso se incrementa con la profundidad del horizonte. La misma fuente añade que en los dos horizontes se ha observado un repentino cambio en la textura del suelo a casi puro material arenoso, hasta aproximadamente 100 cm de profundidad. Esto indica que el tamaño de la distribución de las partículas está influenciado por la dinámica del río en el área. La Tabla 3.2 muestra los resultados del análisis de los horizontes en los perfiles de suelos de los 3 tipos de bosque.

Tabla 3.2. Algunas propiedades físicas y químicas de los suelos en la restinga alta, restinga baja y tahuampa de Jenaro Herrera.

Profundidad y tipo de Horizonte	pH		Org. C	P	NH, OAC extraíble				KLC extraíble	Capacidad de Intercambio Catiónico				
	(cm)	H ₂ O			KLC	(%)	mg/kg	Ca			Mg	K+	Na+	Al ³
		(cmol+/kg)												
Restinga alta														
5 A	5,2	4,3	3,17	14,48	16,72	3,25	0,30	0,34	0,30	20,91				
17 Bw	5,6	4,1	0,73	30,02	14,79	3,33	0,26	0,26	0,48	19,11				
45 Bw	5,5	3,8	0,41	28,49	14,35	5,08	0,29	0,33	1,49	21,54				
93 Bs	5,5	3,9	0,34	40,82	12,57	5,32	0,40	0,23	1,12	19,64				
118 Bs2	6,1	4,7	0,19	188,44	2,04	0,73	0,07	0,07	0,25	3,14				
180 C	6,3	5,0	0,17	178,19	2,59	0,66	0,05	0,07	0,22	3,58				
Restinga baja														
8 A	5,0	4,1	2,11	33,11	12,08	1,99	0,23	0,34	0,57	15,21				
35 Bs	5,6	4,6	0,55	38,57	10,88	2,27	0,24	0,23	1,13	13,74				
73 Bs2	5,9	4,8	0,36	49,43	11,35	3,84	0,19	0,16	0,10	15,64				
108 Bs3	6,6	5,0	0,43	54,74	13,25	4,66	0,22	0,17	0,07	18,38				
157 Bs4	7,2	5,9	0,35	89,69	10,16	3,47	0,24	0,16	0,04	14,06				
190 C	7,5	6,1	0,37	120,18	10,24	3,33	0,27	0,17	0,04	14,04				
Tahuampa														
10 A	5,2	4,0	1,51	21,52	18,79	3,17	0,24	0,36	1,01	23,56				
50 Bg	5,0	3,8	0,79	25,60	16,21	5,41	0,28	0,34	2,18	24,39				
87 Bt	5,3	3,9	0,58	29,60	13,35	6,86	0,29	0,22	0,84	21,55				
120Bw1	5,6	4,3	0,51	34,02	14,25	6,26	0,34	0,31	0,38	21,43				
162 Bw2	5,9	4,3	0,46	73,86	10,60	4,57	0,23	0,15	0,18	15,72				
195 C	6,2	4,5	0,36	97,23	12,58	4,73	0,22	0,15	0,14	17,82				

Fuente: Nebel et al. (2000a).

3.5. La extracción de madera y su importancia económica

En la Amazonía peruana la extracción maderera viene ocurriendo a escala comercial desde las primeras épocas del siglo XX, se inició en las zonas más accesibles de la selva alta y fue ingresando progresivamente a la selva baja a través de los principales afluentes del río Amazonas (Colán *et al.* 2002). En la selva baja la extracción comercial de madera se efectúa en bosques ubicados en las orillas de los ríos o quebradas, es decir, de los llanos inundables de los ríos de aguas blancas y negras y es practicada principalmente por pequeños extractores y micro-extractores, muchos de los cuales combinan la extracción de madera con la actividad agrícola, por lo que ha sido calificada como empírica, tradicional y selectiva (Arbaiza *et al.* 1999). Las actividades extractivas suelen realizarse en forma independiente de la transformación y no parece existir ningún indicio de integración vertical entre las fases de extracción y aserrío, esta separación empresarial entre extractores e industriales genera descoordinación entre oferta y demanda de madera (Barrantes & Trivelli, 1996). La actividad está regulada principalmente por el ciclo de lluvias, por lo general se emplean métodos de extracción manual y transporte fluvial (Colán *et al.* 2002). El apeado y trozado se efectúa entre julio y octubre que coincide con el periodo del año con menos lluvia, el transporte primario se realiza por arreado o por revolque

(Frisk, 1978). Esta misma fuente anota que el transporte por arreado se realiza en zonas de terrenos planos que se inundan durante la época de lluvia, donde el agua puede alcanzar hasta 1 m de profundidad por varios kilómetros hasta la orilla del río. Después del apeo y tronzado se abren viales de 2 a 3 m de ancho bien despejados y se espera a que empiecen las crecidas del nivel de agua para arrear las trozas hasta las partes del río sin bosque donde se arman las balsas o paños de trozas. El transporte primario por revolque consiste en revolcar las trozas hasta un caño, quebrada o río a pulso o con molinete. No obstante los años transcurridos, se continúa extrayendo madera de los llanos inundables con este método, el costo de la madera del llano inundable es inferior en aproximadamente 50% con respecto a la que proviene de la tierra firme; otra de las razones que fomentan la extracción de madera de los llanos inundables es el bajo costo de transporte, que representa solo el 3% del costo que se paga para transportar trozas en camión desde el bosque de tierra firme (Barros & Uhl, 1995).

Al igual que en Perú, la FAO (1993), declaró que la extracción comercial de madera de los bosques de la llanura aluvial de Brasil ha probado ser una bendición económica para las industrias forestales de la Amazonía. La misma fuente revela que en 1973 abastecieron el 80% de la madera amazónica, reduciendo a 60% en 1981. En un estudio de la industria maderera en la Amazonía brasilera, Ros-Tonen (1993), afirma lo mismo y dice que hasta comienzos de los años setenta entre el 80-90% de la materia prima provenía de la llanura aluvial y calcula que por el año 1993 el porcentaje declinó al 15% del total del abastecimiento de madera redonda en la región amazónica del Brasil. Según Kvist & Nebel (2000), los bosques de la llanura aluvial de la selva baja peruana han abastecido con grandes cantidades de materia prima a la industria de madera comercial; así en el año 1996 los departamentos de Loreto y Ucayali fueron favorecidos en aproximadamente 90% y 60%, respectivamente. Según las estadísticas del Gobierno Regional de Loreto, en el periodo 2006–2009 el llano inundable abasteció en promedio con el 73% de la madera en trozas, lo que representa el 78,4% de la madera aserrada y 98,35% de madera laminadas y chapas decorativas; sin embargo, el bosque del llano inundable no solo provee madera, en las proximidades de Jenaro Herrera, cerca de 150 especies vegetales diferentes fueron anotadas como productos extraídos del bosque de la llanura aluvial para diferentes propósitos, lo que corrobora la importancia económica de este ecosistema (Kvist *et al.* 2001a).

Según INEI (2010), en el 2008 la producción nacional de madera aserrada alcanzó un total de 807.834 m³, de esta cifra se exportó un volumen total de 334.441 m³ de madera transformada (madera aserrada, madera contrachapada, chapas y láminas decorativas, parquet y manufacturas de maderas); dicho volumen de madera generó divisas por un total de US \$ 222.048,00; sin embargo, esta cifra representa solo el 1% de las exportaciones totales (Pérez, 1990; ADEX, 2010).

Las principales especies que se extraen del llano inundable de Perú son *Virola spp.*, *Ceiba pentandra*, *Cedrela odorata*, *Calycophyllum spruceanum*, *Maquira coriácea*, *Guazuma crinita*, *Hura crepitans*, *Swietenia macrophylla*, *Calophyllum brasiliense* y varias especies de *Lauraceae*.

3.6. Número, tamaño y forma de las parcelas de crecimiento

En innumerables ocasiones los investigadores forestales han discutido sobre las consideraciones metodológicas para el establecimiento de parcelas permanentes de observación, lo cierto es que nadie discute su importancia, ya que permite observar diversas variables económicas y ecológicas relevantes cuya información es por lo general utilizada para construir, mejorar o actualizar modelos o procesos estadísticos que son empleados para entender mejor y predecir el desarrollo del bosque o rodal (Klein & Morales, 2002); no obstante, Gadow *et al.* (1999), han cuestionado la instalación de parcelas permanentes de muestreo por los largos periodos de evaluación y por sus altos costos; alternativamente, las parcelas temporales son más prácticas pero su utilidad se limita a las condiciones de bosque templado ya que la información de campo es complementada con el análisis de los anillos de crecimiento del tronco. Ante esta situación, la misma fuente señala que las parcelas de observación deberían instalarse de acuerdo con los objetivos de la investigación y plantea el establecimiento de parcelas de intervalo por el corto periodo de evaluación que se traduce en bajos costos de evaluación y porque encarna a la vez las características de las parcelas permanentes y de las parcelas temporales.

Según Camacho (2000), el tamaño y la ubicación de un conjunto de parcelas permanentes de muestreo (PPM) parte del análisis de cierta información básica como: a) variabilidad de las condiciones abióticas del sitio (altitud, topografía, exposición de las pendientes, suelo); b) tipos de bosque, en términos de composición florística, densidad de individuos, área basimétrica, volúmenes totales y comerciales; c) tipo de estudio conducido (descriptivo o ensayo formal); d) diseño de muestreo elegido; e) tamaño de la superficie boscosa; f) recursos disponibles. Al respecto, Synnott (1979) remarca que el tamaño más eficiente de parcelas en una situación particular dependerá de los objetivos, la precisión requerida, la variabilidad del bosque y los costos presentes y futuros. Alder & Synnott (1992), recomiendan para un programa de PPM con objetivos descriptivos, la instalación de una PPM de una hectárea por cada 1.000 ha de un determinado tipo de bosque, la forma debería ser cuadrada o rectangular. Sobre el particular, Leaño & Saravia (1998), coinciden con la forma de las parcelas por ser de fácil levantamiento; acotan además que es necesario contar con subparcelas, que permitan conseguir muestras de los árboles más pequeños. Con fines de ensayos formales, el número de PPM se decide en función del diseño experimental, es decir, del número de tratamientos o niveles de un tratamiento y número de repeticiones por nivel (Quirós & Finegan, 1994).

3.7. Replanteo de la parcela y subparcelas

Según Camacho (2000), la demarcación de una PPM comienza con un levantamiento topográfico de los linderos del área efectiva de medición. La ubicación de cada parcela debe determinarse inicialmente en un mapa y luego identificarse en el bosque. Synnott (1979), añade que no debe cambiarse la posición de una parcela únicamente por caer en un claro o bosque

totalmente pobre, causada por ejemplo, por vientos o suelos de drenaje pobre, salvo que el área afectada sea medida, marcada y restada del área total del bosque en estudio. La misma fuente agrega que todas las parcelas puedan ser exactamente localizadas, aún después de varios años de inactividad, en términos generales una demarcación visible y permanente es de la mayor importancia en la mayoría de los programas de PPM.

Para la delimitación de las subparcelas, Camacho (2000), precisa que se coloca un poste o una estaca en el terreno cada cierta distancia (por ejemplo, cada 20 m en PPM de 100x100) sobre el lindero del área efectiva de medición; posteriormente, se miden sólo los carriles que van de este a oeste, demarcando con postes o estacas los linderos de las subparcelas. Las esquinas del área efectiva de medición deben ser señaladas permanentemente con mojones de un material durable, todos estos puntos son pintados con un color llamativo y revisados periódicamente especialmente después de una intervención selvícola. Cada subparcela lleva un número de identificación que se coloca en el poste de una esquina predeterminada, por lo general la esquina suroeste (SO).

3.8. Marcado, numeración y medición de la posición de los árboles

La identidad de cada árbol puede ser determinada en el bosque mediante plano de la parcela que muestre la posición y número de todos los árboles medidos, y/o mediante etiquetas o números pintados en cada fuste. El replanteo de los árboles puede realizarse en forma de zigzag, empezando siempre en la misma esquina de cada subparcela; por ejemplo, la esquina SO (Camacho, 2010). Añade que a cada árbol se le asigna un número único, y, en el caso que el árbol desaparezca o muera entre mediciones, este número no se utiliza más.

Synnott (1979), menciona que las etiquetas, los números pintados o impresos son sumamente importantes durante las mediciones siguientes, es preferible poner las etiquetas numeradas a una altura constante sobre el punto de medición, donde sea claramente visible y ayude a definir el punto de medición. Camacho (2000), añade que cada individuo debe portar el número de subparcela y su número de identificación en una etiqueta de aluminio, plástico u otro material durable y debe ser fijada por medio de clavos de aluminio a una altura predeterminada, que puede ser 20 cm sobre el punto de medición; si en el área de las parcelas ocurrieran visitas frecuentes de personas ajenas a la investigación, es apropiado pintar ambos números en la corteza del árbol, aunque esto conlleve mayores costos de mantenimiento. Es necesario además, identificar el punto en el fuste donde se realizó la primera medición del diámetro para asegurar que las mediciones posteriores sean tomadas en el mismo sitio y en la misma posición dentro de la parcela; por ejemplo, en la cara sur de cada individuo.

Por lo general, la periodicidad de medición de una parcela permanente es de alrededor de cinco años, pero durante el primer periodo después de establecer una parcela permanente, es aconsejable efectuar mediciones anuales, con el propósito de detectar y comparar el análisis de los datos provenientes de la parcela (Hutchinson, 1993).

Según Camacho (2000), la ubicación de los árboles en la subparcela por medio de un sistema de coordenadas X-Y permite preparar mapas de la parcela, calcular índices de espaciamiento, niveles de competencia y posición sociológica. Todos ellos resultan útiles para el desarrollo de modelos de crecimiento y producción que involucran la ubicación espacial del individuo.

3.9. Procedencia de los datos de campo

Los datos de campo proceden de parcelas permanentes de muestreo ubicadas en los bosques del llano inundable de la zona de estudio en Braga (Supay), Lobillo e Iricahua en el ámbito del distrito Jenaro Herrera (04°55' S-73°44' O), en el río Ucayali, en la selva baja de la Amazonía peruana.

En 1993 el Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana (IIAP) estableció en las cercanías de Villa de Jenaro Herrera, capital del distrito del mismo nombre; nueve parcelas permanentes de muestreo de forma cuadrada de una hectárea cada una en el bosque de llanura aluvial de inundación. Las parcelas permanentes de muestreo ubicadas en los bosques de restinga se establecieron en la zona Braga (Supay), mientras que las parcelas de tahuampa en la zona Lobillo; por su parte los transectos fueron instalados en la restinga alta de Braga (Supay) e Iricahua).

Todos los individuos de plantas mayores de 10 cm de diámetro a la altura del pecho (DAP) fueron registrados en las nueve parcelas permanentes de muestreo de una hectárea, y los individuos del sotobosque mayores de 1,5 m de altura hasta 10 cm de DAP fueron registrados en 24 subparcelas de 16x16 m ubicadas en el interior de las parcelas permanentes, cubriendo un área total de 0,64 ha (Figura 3.4).

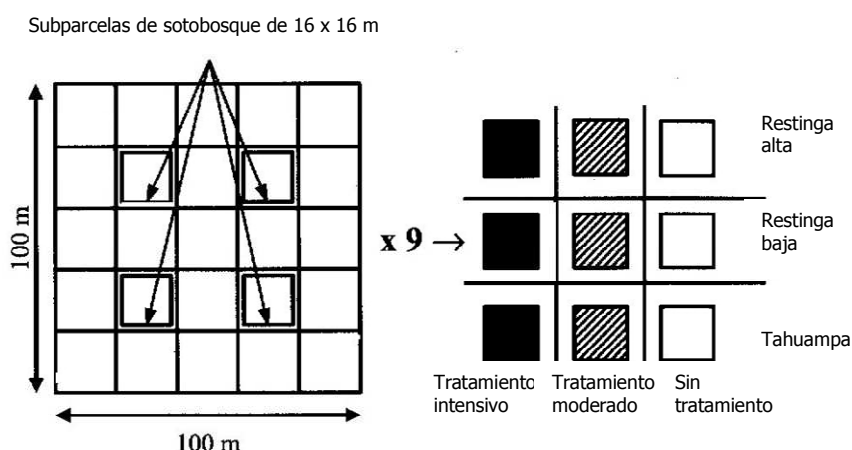


Figura 3.4. Parcelas permanentes de muestreo de una hectárea establecidas en tres tipos de bosque del llano inundable

Las nueve parcelas de una hectárea fueron distribuidas en tres parcelas en cada uno de los tres tipos de bosques: restinga alta, restinga baja y tahuampa; mientras que las sub parcelas del

sotobosque fueron solamente establecidas en bosques de restinga. Con el fin de averiguar la respuesta de los bosques a las perturbaciones y con el propósito de retener tantos individuos de especies comerciales como fuere posible para formular modelos de crecimiento, se llevó a cabo el apeo planeado y direccional de árboles no comerciales. En cada tipo de bosque una parcela fue testigo, mientras las dos parcelas adicionales fueron tratadas con apeo moderado y fuerte (15-20% y 30-40% de extracción del área basimétrica), respectivamente. Todos los individuos fueron remedidos en 1994, 1995, 1997, 1999, 2000 y 2001; los individuos de 21 especies con madera de valor comercial fueron también remedidos en 1998. Los registros incluyeron medición de DAP, coordenadas y estimación de altura total y comercial (Nebel, 1999); sin embargo, en el caso de este estudio no se consideró la variable altura total y comercial debido a que solo se efectuó dicha estimación por una sola vez en el año 1993.

En 1996-1997, parcelas permanentes de muestreo adicionales fueron establecidas solo en restinga alta consistentes en 24 transectos de 40 m de ancho y 100 m de largo equivalente a 9,6 ha (Figura 3.5).

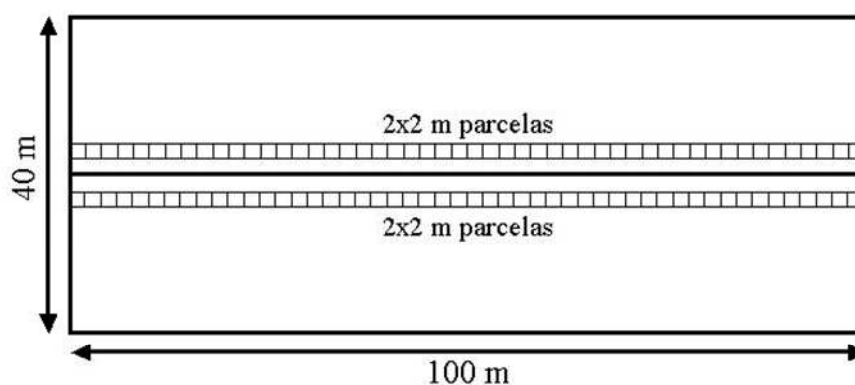


Figura 3.5. Parcela permanente de muestreo en forma de transecto.

Todos los individuos mayores de 1,5 m de altura de especies seleccionadas con madera de valor comercial fueron registrados en estas parcelas. Los registros incluyeron medición de DAP, coordenadas, proyección de copas y estimación de altura; también en estas parcelas se registró los eventos reproductivos como floración, fructificación, foliación y regeneración. El DAP de todos los individuos fue remedido en 1997, 1998 y 1999, mientras que los eventos reproductivos fueron observados en el periodo enero 1997 a diciembre 2002.

Posteriormente, se efectuó una encuesta en la localidad de Jenaro Herrera para determinar las especies de valor comercial, seleccionando un total de 21 especies forestales (Tabla 3.3) consideradas como comerciales por los pobladores encuestados (Kvist *et al.*, 2001a). De esta relación sólo se seleccionaron 15 especies porque contaban con un número representativo de individuos en las diferentes clases diamétricas; las especies estudiadas son: *Guatteria* sp., *Ceiba*

samauma, *Terminalia oblonga*, *Hura crepitans*, *Aniba* sp., *Endlicheria formosa*, *Ocotea cernua*, *Guarea macrophylla*, *Cedrela odorata*, *Maquira coriacea*, *Virola pavonis*, *Virola elongata*, *Minquartia guianensis*, *Unonopsis floribunda* y *Oxandra sphaerocarpa*.

Tabla 3.3. Relación de 21 especies forestales comerciales seleccionadas en el llano inundable de Jenaro Herrera.

Nº	Nombre local	Nombre científico	Familia
1	Zorro caspi	<i>Guatteria</i> sp.1	Annonaceae
2	Huimba	<i>Ceiba samauma</i> (C. Martius & Zucarini) Schumann	Bombacaceae
3	Lupuna	<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaertn.	Bombacaceae
4	Lagarto caspi	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambes Ädes	Clusiaceae
5	Yacushapana	<i>Terminalia oblonga</i> (Ruiz Lopez & Pavón) Steudel	Combretaceae
6	Catahua	<i>Hura crepitans</i> L.	Euphorbiaceae
7	Moena	<i>Aniba</i> sp. 1	Lauraceae
8	Moena	<i>Endlicheria Formosa</i> A. C. Smith	Lauraceae
9	Moena	<i>Endlicheria verticillata</i> Mez	Lauraceae
10	Moena	<i>Ocotea cernua</i> (Nees) Mez	Lauraceae
11	Moena	<i>Ocotea</i> sp. 1	Lauraceae
12	Requia colorada	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl.	Meliaceae
13	Cedro	<i>Cedrela odorata</i> L.	Meliaceae
14	Capinuri	<i>Maquira coriacea</i> (Karsten) C.C. Berg	Moraceae
15	Cumala caupuri	<i>Virola pavonis</i> (A.DC.) A.C. Smith	Myristicaceae
16	Cumala blanca	<i>Virola elongata</i> (Bentham) Warburg	Myristicaceae
17	Huacapú	<i>Minquartia guianensis</i> Aublet	Olacaceae
18	Capirona	<i>Calycophyllum spruceanum</i> (Benth.) Hooker f. ex Schum.	Rubiaceae
19	Icoja	<i>Unonopsis floribunda</i> Diels	Annonaceae
20	Bolaina	<i>Guazuma crinita</i> Martius	Sterculiaceae
21	Espintana	<i>Oxandra sphaerocarpa</i> R.E. Fries	Annonaceae

3.10. Descripción de las variables registradas

Las variables por medir dependen de los objetivos del estudio, pero siempre se incluye el diámetro del árbol. También se pueden considerar otras variables como altura total o comercial, la posición del individuo en la parcela, el diámetro de la copa y algunas que se refieren a diferentes atributos del árbol como posición con relación a la luz, forma de la copa, presencia de lianas, condición comercial o forma del fuste (Synnott, 1979; Camacho, 2000).

En el caso específico de esta investigación, se han registrado las siguientes variables:

- ✓ Diámetro del fuste.
- ✓ Altura del fuste.
- ✓ Parámetro de tendencia del árbol.
- ✓ Fenología de especies comerciales.

3.10.1. Diámetro del fuste

Diámetro de referencia que se mide sobre la corteza del árbol a 1,30 m del suelo, por eso se lo denomina diámetro a la altura del pecho (DAP). En algunos casos se suele medir el diámetro

del fuste a una distancia específica sobre las raíces tablares u otra irregularidad del fuste; generalmente, esta distancia se ubica a un metro sobre las raíces tablares o en los primeros 30 cm sobre la irregularidad, donde el fuste sea uniforme y se encuentre libre de excrecencias. Fue medido con cinta diamétrica en el caso de los árboles mayores o iguales de 10 cm, es decir, de los árboles de las parcelas de 100x100 m. Los árboles de las subparcelas, aquellos menores de 10 cm de DAP fueron medidos con "Vernier" en dos direcciones N-S y E-O, con el fin de evitar errores de medición, luego en el gabinete se promedió ambos diámetros. Es necesario identificar el punto del fuste donde se realizó la primera medición del diámetro para asegurar que las mediciones posteriores sean tomadas en el mismo sitio.

En las Tablas 3.4 y 3.5 se presentan los valores medio, máximo, mínimo y la desviación estándar de la variable diámetro medido para todas las especies en su conjunto y por especie en todas las parcelas evaluadas para cada uno de los años evaluados (1993, 1994, 1995, 1997, 1998, 1999, 2001). Cabe precisar que el año 1998 solo se evaluó a las especies comercialmente valiosas.

Tabla 3.4. Valores medio, máximo, mínimo y desviación estándar de la variable diámetro en todas las parcelas de todas las especies juntas para cada inventario (1993 a 2001).

Variable	N	Medio	Desviación estándar	Mínimo	Máximo
di93	5.784	17,757	13,004	8,000	176,900
di94	5.330	17,652	12,413	8,000	176,900
di95	5.752	17,060	11,809	8,100	177,000
di97	5.865	17,430	12,382	7,200	179,000
di98	465	26,879	24,761	8,300	180,300
di99	5.481	18,424	12,689	8,300	181,200
di01	5.366	18,850	12,963	8,300	181,500

Tabla 3.5. Valores medio, máximo, mínimo y desviación estándar de la variable diámetro de todas las especies en el conjunto de las parcelas para cada inventario (1993 a 2001).

Especie: *Aniba* sp.

Variable	N	Medio	Desviación estándar	Mínimo	Máximo
di93	35	13,134	4,804	8,500	27,900
di94	34	13,573	4,814	8,600	28,400
di95	38	13,357	4,871	8,500	28,500
di97	40	13,467	5,035	8,500	29,100
di98	30	14,447	5,418	8,700	29,500
di99	37	14,095	5,521	8,700	30,500
di01	37	14,362	5,530	8,700	30,500

Especie: *Cedrela odorata*

Variable	N	Medio	Desviación estándar	Mínimo	Máximo
di93	11	21,427	11,751	9,200	45,400
di94	11	22,345	12,014	9,800	46,500
di95	11	23,491	11,431	10,000	47,700
di97	10	23,450	10,929	10,400	42,100
di98	9	22,922	11,120	10,400	43,100
di99	10	25,610	12,275	10,500	44,800
di01	10	26,150	12,741	10,800	46,000

Especie: *Ceiba samauma*

Variable	N	Medio	Desviación estándar	Mínimo	Máximo
di93	9	34,211	34,034	8,500	85,500
di94	8	37,237	35,057	9,600	85,500
di95	9	33,789	39,840	10,600	119,100
di97	11	36,290	37,404	10,700	119,200
di98	8	44,025	42,094	10,700	119,800
di99	11	38,118	36,902	10,700	120,100
di01	11	38,663	36,732	10,800	120,300

Especie: *Endlicheria verticillata*

Variable	N	Medio	Desviación estándar	Mínimo	Máximo
di93	3	13,100	3,897	8,900	16,600
di94	3	13,167	3,790	9,100	16,600
di95	5	11,440	3,701	8,600	16,700
di97	4	12,500	4,063	8,800	16,900
di98	3	13,867	3,950	9,400	16,900
di99	4	13,000	4,082	9,400	17,200
di01	4	13,225	4,038	9,500	17,200

Especie: *Guarea macrophylla*

Variable	N	Medio	Desviación estándar	Mínimo	Máximo
di93	82	23,755	19,451	8,500	100,200
di94	75	22,345	17,502	8,500	71,900
di95	78	21,466	16,891	8,500	72,500
di97	78	21,454	16,888	8,700	74,000
di98	67	23,546	17,613	8,900	74,800
di99	74	22,288	17,401	8,500	75,700
di01	73	22,749	17,555	8,500	76,200

Especie: *Guatteria* sp.

Variable	N	Medio	Desviación estándar	Mínimo	Máximo
di93	41	16,070	10,143	8,600	47,300
di94	37	16,311	9,470	8,800	47,300
di95	41	15,566	8,285	8,900	50,800
di97	41	17,188	10,410	8,800	55,200
di98	29	19,055	10,144	9,500	57,000
di99	34	18,471	10,296	9,500	58,600
di01	35	18,831	10,267	9,500	58,800

Especie: *Hura crepitans*

Variable	N	Medio	Desviación estándar	Mínimo	Máximo
di93	13	32,331	27,282	9,500	95,900
di94	13	32,931	28,360	9,600	101,900
di95	14	32,214	29,865	9,100	111,000
di97	16	30,612	29,318	8,900	115,000
di98	12	28,583	20,328	9,600	76,200
di99	16	31,856	29,628	9,500	117,900
di01	16	32,075	29,583	9,600	118,000

Especie: *Maquira coriacea*

Variable	N	Medio	Desviación estándar	Mínimo	Máximo
di93	96	31,051	26,391	8,500	120,000
di94	93	31,939	26,731	8,500	120,000
di95	98	26,963	22,091	8,500	94,000
di97	111	31,515	27,628	8,600	122,000
di98	87	38,372	28,865	8,800	122,300
di99	107	34,452	28,357	8,800	124,200
di01	106	35,094	28,756	8,900	124,500

Especie: *Minquartia guianensis*

Variable	N	Medio	Desviación estándar	Mínimo	Máximo
di93	19	19,026	13,306	8,500	55,000
di94	18	17,383	10,377	8,600	43,000
di95	20	17,060	10,120	8,700	43,000
di97	20	14,665	7,301	8,500	38,500
di98	16	16,275	7,682	8,900	39,100
di99	20	15,315	7,564	8,900	40,400
di01	18	16,128	7,766	9,000	40,600

Especie: *Ocotea cernua*

Variable	N	Medio	Desviación estándar	Mínimo	Máximo
di93	16	14,269	5,538	8,500	28,200
di94	15	14,747	5,877	8,700	29,300
di95	17	14,988	5,907	8,500	31,000
di97	19	14,710	6,596	8,500	33,200
di98	13	17,592	6,579	9,200	33,200
di99	18	15,433	6,730	8,700	34,000
di01	18	15,944	6,797	8,800	34,000

Especie: *Oxandra sphaerocarpa*

Variable	N	Medio	Desviación estándar	Mínimo	Máximo
di93	86	16,233	6,761	8,700	38,500
di94	76	16,686	6,726	8,700	39,100
di95	86	15,558	6,331	8,600	32,300
di97	83	15,269	5,944	8,700	31,900
di98	0	0,000	0,000	0,000	0,000
di99	73	16,104	6,285	8,700	32,400
di01	11	16,258	6,179	8,800	32,500

Especie: *Terminalia oblonga*

Variable	N	Medio	Desviación estándar	Mínimo	Máximo
di93	45	27,142	19,417	8,500	92,500
di94	45	27,691	19,461	8,500	92,500
di95	46	23,496	15,962	8,500	69,800
di97	50	25,934	20,132	8,500	93,700
di98	37	31,016	21,033	9,500	94,200
di99	47	27,770	21,096	8,500	95,100
di01	47	28,111	21,179	8,500	95,300

Especie: *Unonopsis floribunda*

Variable	N	Medio	Desviación estándar	Mínimo	Máximo
di93	87	17,092	7,471	8,600	40,700
di94	82	17,539	7,393	8,600	40,700
di95	82	17,330	7,113	8,600	36,800
di97	78	18,003	7,130	8,900	38,800
di98	0	0,000	0,000	0,000	0,000
di99	69	19,010	7,477	9,000	39,900
di01	66	19,364	7,600	9,100	40,000

Especie: *Virola elongata*

Variable	N	Medio	Desviación estándar	Mínimo	Máximo
di93	27	14,167	5,868	8,500	32,000
di94	23	14,548	5,831	8,600	32,000
di95	25	14,784	5,895	8,600	32,100
di97	27	15,830	6,418	8,500	32,200
di98	21	17,548	6,531	8,800	32,200
di99	25	16,964	6,904	8,700	32,900
di01	25	17,336	7,012	8,800	33,900

Especie: *Virola pavanis*

Variable	N	Medio	Desviación estándar	Mínimo	Máximo
di93	37	15,543	6,828	8,500	36,300
di94	34	15,965	7,125	8,500	36,800
di95	39	15,470	7,146	8,500	37,600
di97	41	16,093	7,211	8,800	39,800
di98	34	17,679	7,395	9,700	40,100
di99	42	16,871	7,368	8,800	40,500
di01	41	17,124	7,430	8,800	40,600

3.10.2. Altura del fuste

Debido a la dificultad de una medición precisa, la altura no siempre se incluye entre las variables a medir de un árbol. En el bosque húmedo tropical es casi imposible medir la altura con total precisión, puesto que es difícil identificar exactamente la parte superior de las copas de muchos de los árboles cuando éstas se hallan llenas de follaje. En estas condiciones las mediciones tendrían una precisión variable por lo que el cálculo del incremento en la altura, árbol

por árbol no es fácilmente realizable (Leaño & Saravia, 1998). Al respecto, Synnott (1979), señala que es posible estimar las alturas a ojo, con una precisión de uno o dos metros, con un chequeo regular para verificar las estimaciones.

En este estudio se estimó la altura hasta la cima de los árboles por medición visual y sólo se efectuó en la primera medición, por esa razón, no se ha incluido en el análisis de esta tesis.

3.10.3. Parámetro "tendencia del árbol"

El parámetro "tendencia del árbol" fue introducido por Blaser (1984) para agrupar características del árbol como: (i) posición de la copa; (ii) forma de la copa o (iii) calidad del fuste; ya estudiadas por otros investigadores. Consiste en una clasificación cualitativa de cada árbol, que da informaciones indicativas sobre su vitalidad actual, su desarrollo futuro y el valor potencial de su madera. En la práctica es un código cualitativo de una cifra que se basa en la observación de las características citadas con anterioridad.

3.10.3.1. LA POSICIÓN DE LA COPA

Se refiere a la posición relativa de la copa de cada árbol con respecto a sus vecinos. Independientemente de la altura total del árbol, se ha encontrado que la posición de la copa con relación a la luz disponible puede tener un efecto significativo sobre el crecimiento diamétrico del individuo. Estudios en rodales naturales homogéneos han mostrado que los árboles suprimidos o dominados, sean estos grandes o pequeños, generalmente crecen más despacio que aquellos expuestos o dominantes; en tal sentido, se cree que un indicador de posición de copa es el más importante para modelos de crecimiento y la posterior proyección de incrementos (Synnott, 1979).

En este caso, se han utilizado los criterios de Dawkins (1958) modificados por Hutchinson (1993), que considera 5 categorías (Figura 3.6):

- ✓ **Emergente (1):** cuando un árbol recibe completa iluminación vertical y lateral, por ejemplo un árbol que emerge del dosel superior o un árbol pequeño en un claro.
- ✓ **Plena iluminación superior (2):** cuando la copa del árbol recibe completa iluminación vertical, pero con copas que impiden la llegada de la luz lateral, por ejemplo un árbol del dosel superior o un árbol pequeño en un claro.
- ✓ **Luz superior parcial (3):** cuando la copa del árbol recibe parcialmente la iluminación vertical en la parte superior, por ejemplo un árbol del estrato arbóreo medio o un árbol pequeño en claro pequeño.
- ✓ **Iluminación lateral (4):** cuando la iluminación que recibe el árbol no es directa sino lateral, por ejemplo un árbol del estrato arbóreo inferior cerca de un claro.
- ✓ **Ninguna iluminación directa (5):** cuando la copa del árbol está totalmente cubierta, por ejemplo un árbol del estrato arbóreo inferior.



Figura 3.6. Iluminación de la copa, según la clasificación de Dawkins (1958).

3.10.3.2. LA FORMA DE LA COPA.

Dentro de la población de cualquier especie, el aspecto o calidad de la copa en relación con el tamaño y estado de desarrollo del árbol está correlacionado con su incremento potencial. La

forma de la copa representa un índice de vigor del individuo y por lo general está relacionada con las probabilidades del árbol de crecer y sobrevivir. La clasificación utilizada en este caso para estimar esta variable fue tomada de Synnott (1979) y adaptada de Dawkins (1958), y considera 5 categorías (Figura 3.7):

- ✓ **Forma perfecta (1):** corresponde a las copas que presentan el mejor tamaño y forma y que se observa generalmente, densa, circular, simétrica y desarrollada sin perturbaciones.
- ✓ **Forma buena (2):** copas que se acercan mucho al ideal, silviculturalmente satisfactorias, presentan un círculo irregular, con algún defecto leve de simetría o algún extremo de rama muerta.
- ✓ **Forma tolerable (3):** copas apenas satisfactorias silviculturalmente, evidentemente asimétricas o ralas, presentan media copa, aparentemente capaces de mejorar si se les da espacio para recibir luz.
- ✓ **Forma pobre (4):** copas evidentemente insatisfactorias, menos de media copa, fuertemente asimétricas y pocas ramas vitales, pero probablemente capaces de sobrevivir.
- ✓ **Forma muy pobre (5):** copas definitivamente degradadas o suprimidas, con daños irreversibles, árbol con tendencia a morir.

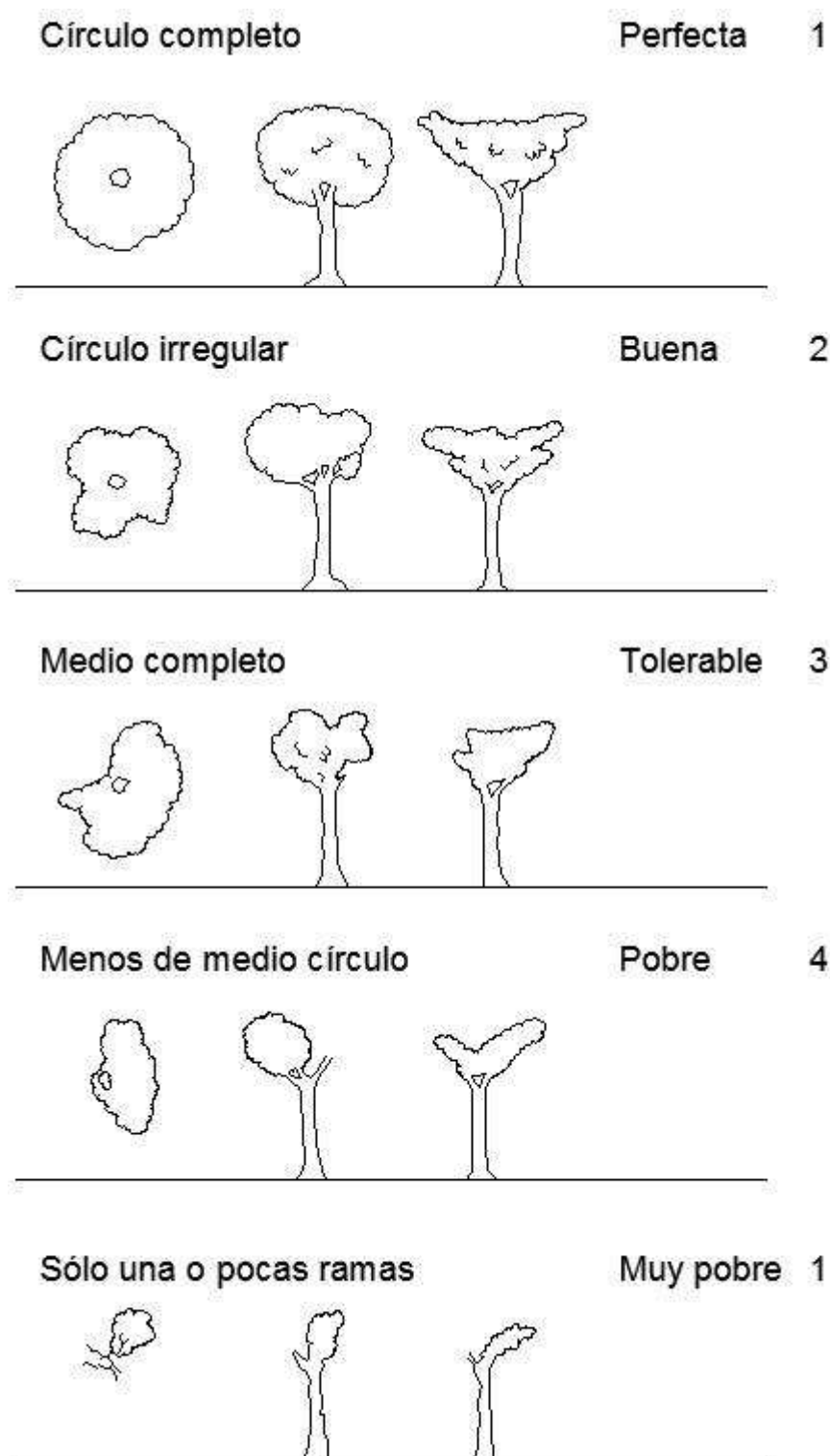


Figura 3.7. Forma de la copa, según la clasificación de Dawkins (1958).

3.10.3.3. FORMA DEL FUSTE

Dentro de una masa boscosa la calidad del fuste de un árbol es importante para una cosecha comercial, las labores de liberación obedecen a favorecer el crecimiento de los árboles del futuro

con fustes sanos y sin defectos. Se refiere a un índice de la calidad y cantidad de trozas que se pueden obtener de un árbol, es de gran importancia durante la fase de extracción de la madera. Raras veces se incluye como factor a ser anotado en estudios de parcelas permanentes y estudios de tasas de crecimiento, pero de todos modos la mala forma del fuste está correlacionada con la futura producción de madera en varias categorías y puede verse afectada por prácticas silviculturales (Synnott, 1979). La clasificación utilizada en este caso fue tomada de Hutchinson (cit. en Camacho 2000) y considera 5 categorías (Figura 3.8):

- ✓ **Fuste completamente recto y cilíndrico (1):** sin defectos, presenta la forma de un lápiz, la madera madura sirve para chapas torneadas, si está inmadura y con diámetros pequeños puede utilizarse para mástiles y postes.
- ✓ **Fuste más o menos recto y cilíndrico (2):** sin deformaciones, presenta raíces tablares grandes o fustes con diámetros pequeños; la madera sirve para aserrío, mástiles y postes.
- ✓ **Fuste con deformaciones (3):** crecimiento espiralado y torcido; en esta categoría también se incluyen fustes rectos pero con leño blando, como es el caso de las especies del género *Cecropia*. Ocasionalmente, algunos fustes podrían servir para construcción.
- ✓ **Fuste con pudriciones (4):** recto, con oquedades en la base, producto de ataque de termitas u hongos, el interior del fuste es generalmente hueco, no apta para aserrío.
- ✓ **Fuste roto (5):** recto pero con un traumatismo producto de la caída de un árbol vecino, el fuste es pequeño no útil para operaciones de madereo.

En adición al parámetro tendencia del árbol, el incremento diamétrico de un árbol puede variar con las condiciones del sitio, en tal sentido, se estableció un código para calificar el tipo de bosque en el que está ubicada la especie en evaluación. En este caso se establecieron 3 categorías:

- ✓ **Bosque cerrado (1):** bosque poco alterado, con presencia de poca luz al interior del sotobosque.
- ✓ **Bosque semiabierto (2):** bosque relativamente alterado por la caída de algunas ramas de árboles vecinos, presencia regular de luz en el sotobosque.
- ✓ **Bosque abierto (3):** bosque alterado con grades claros y presencia de abundante luz en el sotobosque, producto de la caída de un árbol añoso ocasionado por vientos fuertes.

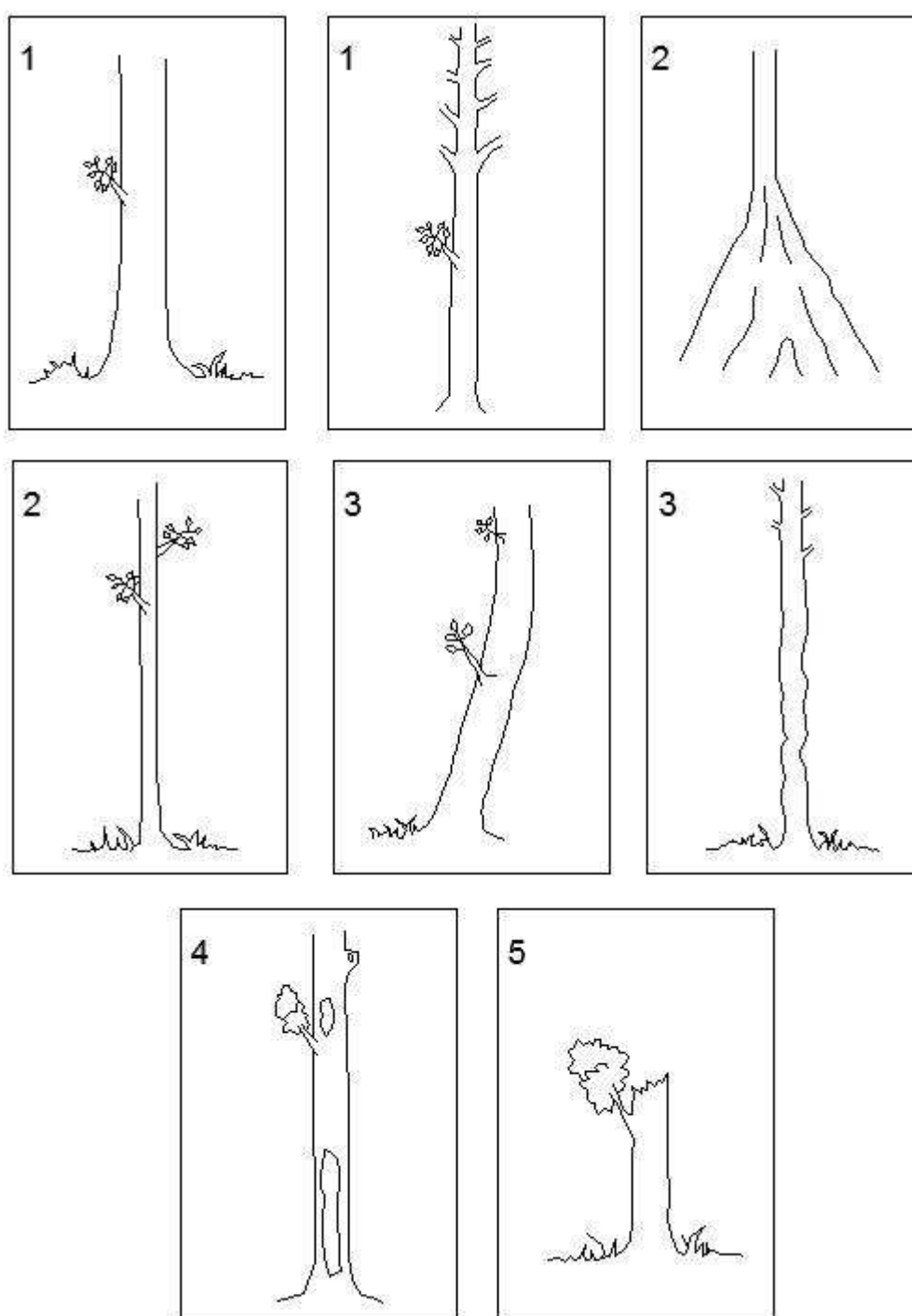


Figura 3.8. Forma del fuste, adaptado de la clasificación de Hutchinson, citada en Camacho (2000).

3.10.4. Fenología de especies comerciales

Las observaciones fenológicas se efectuaron con frecuencias mensuales y se concentraron en las especies de valor comercial.

El número de árboles observado por especie fue muy variable, estuvo sujeto a la disponibilidad de individuos en el bosque, así en algunos casos se observó 3 árboles y en otros casos hasta 40 individuos.

Durante las observaciones fenológicas relacionadas con la floración y fructificación se usó una codificación de 0 a 3 para designar el estado fenológico de cada especie, desde el inicio hasta el término; en cuanto a la foliación se consideró la codificación de 0 a 4 desde la aparición de hojas nuevas hasta la defoliación total de los árboles. En el caso de la regeneración se ha considerado códigos de 0 a 3 que incluyen desde la germinación de las semillas hasta la muerte de las plántulas (Tabla 3.6).

Tabla 3.6. Algunas propiedades físicas y químicas de los suelos en la restinga alta, restinga baja y tahuampa de Jenaro Herrera.

Fenofase	Código				
	0	1	2	3	4
Floración	Sin floración	Inicio de floración	Plena floración	Final de floración	
Fructificación	Sin fructificación	Inicio de fructificación	Plena fructificación	Final de fructificación	
Foliación	Aparición de hojas nuevas	Hojas nuevas	Hojas viejas	Caída de hojas	Defoliado totalmente
Regeneración	Germinación de semillas	Plántulas jóvenes	Plántulas viejas	Plántulas muriendo	

Posteriormente en el gabinete, la floración de los árboles fue analizada y clasificada de acuerdo con la metodología utilizada por Gautier & Spchiger (1986), que consiste en categorizar las especies en cuatro grupos:

1. Especies monomodales estrictas: están consideradas las especies que muestran una floración cada año, que ocurre durante la estación seca o después, es decir, durante los meses de julio a octubre, llegando inclusive algunos a noviembre.
2. Especies monomodales de transición: están incluidas las especies que florecen preferentemente durante la gran estación seca o después, pero pueden florecer también en otras épocas del año, y representan una gran transición entre el grupo uno y las bimodales o las especies arrítmicas.
3. Especies bimodales: está conformada por especies que presentan dos periodos de floración, tan importante uno como otro.
4. Especies arrítmicas: en este grupo están las especies que no presentan periodos privilegiados de floración bien definidos y que no guardan relación clara con respecto a los factores climáticos.

3.11. Procesamiento de datos y variables dasométricas

A continuación se detallan los procedimientos de cálculo empleados para la determinación de las principales variables dasométricas utilizadas en el cálculo de la estructura y los diferentes ajustes para modelizar el crecimiento de las 15 especies comerciales seleccionadas.

3.11.1. Número de pies por hectárea

Es la densidad expresada como el número de pies por hectárea, se determinó a partir de los datos del número de pies vivos e inventariables en cada parcela y la superficie en proyección horizontal de la misma, empleando la siguiente relación:

$$N = \frac{10.000 \cdot n}{S} \quad [3.1]$$

donde "N" es la densidad en pies/ha; "S" (m²) es la superficie de la parcela replanteada en proyección horizontal; y "n" es el número de pies vivos/parcela.

3.11.2. Sección del árbol

La sección de cada árbol se calcula multiplicando su diámetro partido por dos elevado al cuadrado, multiplicado por la constante Pi (π).

$$S = \pi \frac{(d)^2}{4} \quad [3.2]$$

donde "S" es la sección de un árbol en metros cuadrados y "d" es el diámetro del árbol en metros.

3.11.3. Área basimétrica

El área basimétrica se calcula trasladando a valores por hectárea la suma de las secciones normales de todos los árboles censados presentes en las parcelas permanentes de muestreo. Este valor engloba la sección aportada por los pies de diámetro normal de todos los individuos que se encontrasen vivos en el momento de realizar el censo.

$$G = \frac{\pi}{4} \sum_{i=1}^n d_i^2 \cdot \frac{10.000}{S} \quad [3.3]$$

donde "G" es el área basimétrica (m²/ha); "d_i" el diámetro normal del árbol, en metros de cada árbol con las características comentadas anteriormente y "S" la superficie en proyección horizontal de la parcela en m².

3.11.4. Basal área of largest tres (BAL)

BAL es la suma de las secciones normales de todos los individuos de la parcela cuyo diámetro es mayor que el del árbol analizado y referido a una superficie de una hectárea.

$$BAL_i = \frac{\pi}{4} \cdot \sum_{j=1}^n d_j^2 \quad \forall d_j > d_i \quad [3.4]$$

donde "BAL_i" está expresado en metros cuadrados y "d" es el diámetro de los árboles expresado en metros.

3.11.5. Basal área of largest trees modificado (BALMOD)

BALMOD es el cociente entre la suma de las secciones normales de todos los individuos cuyo diámetro es mayor que el del árbol analizado y el área basimétrica total de los individuos de dicha parcela, ambos valores referidos a una superficie de una hectárea.

$$BALMOD_i = \frac{BAL_i (m^2/ha)}{G(m^2/ha)} \quad [3.5]$$

donde "BALMOD_i" es el BAL modificado, "BAL_i" es el basal área of largest trees del árbol i-ésimo y "G" es el área basal, ambos expresados en metros cuadrados por hectárea.

3.11.6. Índice de valor de importancia

Se calculó el "índice de valor de importancia" (IVI) de las 15 especie seleccionadas tanto en el estrato superior como en el sotobosque para las parcelas individuales, tipos de bosques, así como para todas las parcelas juntas. El IVI es la suma de las densidades relativas, frecuencias relativas y dominancias relativas de la especie; cuyas fórmulas se presentan a continuación:

$$Densidad\ relativa = \frac{número\ de\ individuos\ de\ la\ especie}{número\ de\ individuos\ de\ la\ muestra} \cdot 100 \quad [3.6]$$

$$Frecuencia\ relativa = \frac{número\ de\ unidades\ muestra\ que\ contiene\ a\ la\ especie}{unidades\ de\ muestra\ para\ todas\ las\ especies\ de\ la\ muestra} \cdot 100 \quad [3.7]$$

$$Dom\ inancia\ relativa = \frac{área\ basal\ de\ la\ especie}{área\ basal\ total\ de\ la\ muestra} \cdot 100 \quad [3.8]$$

$$IVI = densidad\ relativa + frecuencia\ relativa + dom\ inancia\ relativa \quad [3.9]$$

La suma de los IVIs para todas las especies en un bosque o en un componente del rodal debe ser igual a 300.

3.12. Análisis estadístico

Los procedimientos estadísticos empleados para la realización de esta tesis doctoral han sido los siguientes:

1. Análisis de varianza simple (ANOVA) y múltiple (MANOVA) para determinar la influencia de determinados factores sobre una o más variables dependientes.
2. Procedimientos de regresión lineal y no lineal para estimar los parámetros de los modelos a ajustar.
3. Regresión con datos longitudinales en modelos de crecimiento.

En los siguientes puntos se realiza una descripción de todos estos procedimientos para facilitar las interpretaciones posteriores de los resultados en términos estadísticos. Así mismo, se exponen las expresiones de diversos estadísticos y diagnósticos empleados en la selección de los modelos.

3.12.1. Análisis de varianza

El análisis de varianza es una técnica estadística para analizar datos experimentales en los que una o más variables dependientes se miden en condiciones determinadas de otra u otras variables independientes que son generalmente cualitativas. Las diferentes combinaciones de los niveles de las variables independientes (también conocidas como factores) constituyen las unidades básicas del diseño del experimento. En el análisis de varianza, la variación en la respuesta de la variable o variables dependientes es descompuesta en la variación atribuible a las diferencias en las variables independientes y la variación atribuible a un error aleatorio. A partir de esta descomposición se pueden realizar tests estadísticos para evaluar la significación de la influencia de una determinada variable independiente sobre la variable respuesta o dependiente.

Los modelos empleados se pueden agrupar en tres categorías diferentes en función de la elección de los niveles de los factores empleados: "modelos de efectos fijos", "de efectos aleatorios" y "de efectos mixtos".

Un modelo es de efectos fijos cuando los resultados obtenidos solo son válidos para los niveles concretos de los factores incluidos en el análisis pero lo que ocurra a otros niveles del factor puede ser diferente. Un modelo es de efectos aleatorios cuando los resultados obtenidos son válidos, sean cuales sean los niveles de factor empleados. En el primer caso las variables independientes son factores fijos. En el segundo caso las variables independientes son factores aleatorios y los niveles estudiados de factor son una muestra de la población de niveles, que se supone infinita (Pérez, 2001). En un mismo modelo con varios factores pueden ser todos fijos, todos aleatorios o pueden coexistir variables de los dos tipos, conociéndose entonces el modelo como lineal mixto.

En los análisis realizados en esta tesis todos los factores empleados son factores fijos pues se quiere conocer concretamente que es lo que ocurre en los distintos niveles considerados.

Un análisis de varianza se puede ampliar incluyendo en el modelo además de los factores anteriormente mencionados, una o varias variables cuantitativas que a priori se sospecha influyen en la variable dependiente. Estas variables cuantitativas se denominan covariantes o variables concomitantes y al modelo, modelo de la covarianza (Pérez, 2001).

Si suponemos que se cuenta con "n" observaciones de una variable dependiente y : y_1, \dots, y_n y que se pretende explicar dicha variable en función de los n valores de cada una de p variables independientes x_j : $x_{11}, \dots, x_{1p}, x_{21}, \dots, x_{2p}, \dots, x_{n1}, \dots, x_{np}$. El modelo lineal de efectos fijos adecuado para este tipo de análisis es el siguiente:

$$y_i = \sum_{j=1}^p x_{ij} \beta_j + \varepsilon_i \quad i = 1, \dots, n \quad [3.10]$$

siendo " β_1, \dots, β_p " parámetros cuyo valor es desconocido y debe estimarse. A estos parámetros se les denomina parámetros de efectos fijos por acompañar a las variables independientes. Por otra parte, " $\varepsilon_1, \dots, \varepsilon_n$ " son los errores aleatorios desconocidos, independientes entre sí y distribuidos según una normal de media 0 y varianza σ^2 .

El modelo lineal anterior puede escribirse en forma matricial de la siguiente manera:

$$\begin{bmatrix} y_1 \\ y_2 \\ \vdots \\ y_n \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} x_{11} & x_{12} & \cdots & x_{1p} \\ x_{21} & x_{22} & \cdots & x_{2p} \\ \vdots & \vdots & & \vdots \\ x_{n1} & x_{n2} & \cdots & x_{np} \end{bmatrix} \begin{bmatrix} \beta_1 \\ \beta_2 \\ \vdots \\ \beta_p \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} \varepsilon_1 \\ \varepsilon_2 \\ \vdots \\ \varepsilon_n \end{bmatrix} \quad [3.11]$$

Y de forma simplificada como:

$$y = X\beta + \varepsilon \quad [3.12]$$

donde "y" es el vector de los valores observados de la variable dependiente "yi", "X" es la matriz que contiene los valores medidos de las variables independientes "xij", " β " es el vector de los valores de los parámetros de efectos fijos, y " ε " es el vector de los errores independientes, distribuidos según una Normal de media cero y desviación típica " σ ".

En el caso de que en el análisis de varianza exista más de una variable dependiente, las metodologías a emplear se engloban dentro de lo que se denomina análisis multivariante de varianza. En este caso las variables dependientes pueden estar correlacionadas entre sí, lo que afectaría a las conclusiones obtenidas de un análisis de varianza para cada variable por separado.

Los análisis de varianza se han realizado empleando el procedimiento GLM del programa estadístico SAS/STAT™ (SAS Institute, 2004a), incluyendo la opción MANOVA en los casos de más de una variable dependiente. El test de comparación de medias empleado en el caso de una variable dependiente ha sido el de Duncan (1975) y el test de comprobación de hipótesis empleado en el análisis múltiple de varianza ha sido el de Hotelling-Lawley (Khattree & Naik, 1999).

3.12.2. Regresión lineal

El análisis de regresión es una técnica estadística consistente en el ajuste de ecuaciones que describen la forma en que una determinada variable denominada dependiente está relacionada con otra u otras variables denominadas independientes o regresoras. Los valores que adopta la variable dependiente dependen por una parte de los valores de las variables independientes analizadas y por otro lado de otras variables que no han sido evaluadas, de manera que se pueden distinguir dos componentes en su variabilidad: uno sistemático y otro aleatorio. La parte sistemática puede modelizarse como una función de las variables independientes, denominándose a esa función ecuación de regresión; la parte aleatoria, denominada error aleatorio, se debe a que dicha ecuación de regresión no puede describir exactamente la respuesta de la variable dependiente a las diferentes combinaciones de valores de las variables independientes.

La diferencia entre análisis de la varianza y análisis de la regresión radica en la forma de tratar las variables independientes o factores. En el análisis de regresión todos los factores son cuantitativos y se tratan cuantitativamente. En el análisis de varianza los factores suelen ser cualitativos, pero si alguno es cuantitativo, se trata cualitativamente (Pérez, 2001). De forma que, en el caso más general de que se disponga de " k " variables independientes con " n " observaciones o mediciones cada una, el modelo lineal toma la expresión siguiente, similar a la del modelo lineal general presentado al hablar del análisis de varianza:

$$y_i = \beta_0 + \beta_1 x_{i1} + \beta_2 x_{i2} + \dots + \beta_k x_{ik} + \varepsilon_i \quad [3.13]$$

donde " y_i " es la variable dependiente ($i = 1, 2, \dots, n$), " x_{ij} " son las variables independientes ($j = 1, \dots, k$), " β_l " ($l = 0, \dots, k$) son parámetros a estimar y " ε_i " es el error aleatorio o perturbación de la observación i -ésima.

Existen diferentes metodologías para estimar los valores de los parámetros " β_l " que intervienen en la ecuación de regresión. El método empleado en la tesis ha sido el de mínimos cuadrados. El objetivo de esta metodología es determinar los valores de los parámetros que minimizan la suma de cuadrados de las diferencias entre los valores reales de la variable dependiente y los valores predichos por la ecuación de regresión. A estas diferencias, que son función de los parámetros, se las denomina errores. Los estimadores de dichos parámetros ($\hat{\beta}_l$) son variables aleatorias (pues varían según la muestra que se tome), y poseen las propiedades de ser estimadores lineales insesgados óptimos. Las hipótesis sobre las que se basa el método de mínimos cuadrados y las inferencias sobre los parámetros del modelo son (Vanclay, 1994):

1. Los errores se distribuyen según una Normal.
2. La esperanza matemática de los errores es nula: $E(\varepsilon_i) = 0$; $i = 1, 2, \dots, n$.
3. La dispersión de los errores que se obtienen al estimar " y_i " es constante para cualquier valor de las variables regresoras " x_{ij} ". Es la propiedad de homogeneidad de

varianza de los errores, también llamada homocedasticidad, es decir, $\text{var}(\varepsilon_i) = \sigma^2$; ($i = 1, 2, \dots, n$).

4. Las observaciones " y_i " son independientes, lo que implica que también lo son los errores.
5. Ninguna de las variables explicativas es una combinación lineal de las demás, lo que implica que las " x_{ij} " son linealmente independientes entre ellas. En caso contrario aparece un problema denominado colinealidad.

La comprobación del cumplimiento de estas hipótesis de partida tiene importancia para dar validez a las estimaciones de los parámetros obtenidos en los ajustes y, por tanto, a las estimaciones de la variable dependiente. Su no cumplimiento afecta a estas estimaciones de forma diferente dependiendo de la hipótesis quebrantada. Por orden de importancia la dependencia de errores, la falta de homogeneidad de varianza y la falta de normalidad de los errores son los defectos más graves.

El ajuste de los modelos lineales se ha realizado por mínimos cuadrados empleando el procedimiento REG del programa estadístico SAS/STAT™ (SAS Institute, 2004a).

3.12.3. Regresión no lineal

Cuando el modelo a ajustar a los datos no se puede expresar de forma lineal, es necesario el empleo de técnicas de ajuste de modelos no lineales en las que todo el proceso de estimación e inferencia estadística se modifica con respecto al caso lineal. En términos generales, este tipo de modelos se puede expresar como:

$$y_i = f(\phi, x) + e_i \quad [3.14]$$

donde " y_i " es la variable dependiente; " f " es alguna función no lineal respecto a algunos parámetros desconocidos " ϕ " y " e_i " es el error de estimación.

Las técnicas de ajuste no lineal basadas en el método de mínimos cuadrados se basan en suponer que los errores siguen una distribución normal con media 0 y varianza constante, y que los errores son independientes y no están correlacionados (Draper & Smith, 1981). La estimación de los parámetros del modelo se realiza mediante procedimientos iterativos cuyas etapas son las siguientes:

1. Primeramente se asumen unos valores iniciales de estimación de los parámetros " ϕ_0 " a partir de los cuales se determina la suma de cuadrados de los residuos " $\psi(\phi_0)$ ".
2. Basándose en los valores iniciales se obtiene una nueva estimación mejorada " ϕ_1 " cuya expresión es:

$$\phi_1 = \phi_0 + d_0 \quad [3.15]$$

siendo " d_0 " la dirección del ajuste, que depende del procedimiento iterativo empleado.

3. Se determina la nueva suma de cuadrados de los residuos " $\psi(\phi_0)$ ". Si " $\psi(\phi_1) < \psi(\phi_0)$ " entonces la dirección de ajuste " d_0 " es aceptada y se obtiene una nueva estimación " ϕ_2 " a partir de una nueva dirección de ajuste " d_1 ". Si " $\psi(\phi_1) > \psi(\phi_0)$ " la dirección de ajuste " d_0 " no es aceptada y el procedimiento iterativo calcula una nueva.
4. El procedimiento iterativo termina cuando la suma de cuadrados de los residuos obtenida con un estimador difiera en menos de una cantidad previamente establecida " δ " de la suma de cuadrados del estimador anterior.

Una limitación que presenta la regresión no lineal respecto de la lineal, es que no existe necesariamente una única mejor solución no sesgada y de mínima varianza para un determinado conjunto de datos. Las soluciones obtenidas mediante los procedimientos iterativos pueden estar influidas por el método de estimación y las condiciones de inicio especificadas por el usuario. De esta manera, puede ser que se alcancen soluciones parciales (un mínimo local), pero no la solución óptima (dada por la convergencia hacia el mínimo absoluto). Por ello es conveniente, cuando no se conoce de antemano la región de convergencia óptima, tantear con varios valores iniciales de los parámetros. Otro inconveniente de la regresión no lineal es que no es capaz de ofrecer intervalos de confianza exactos para las estimaciones, sino sólo aproximados bajo la suposición de linealidad en el punto de estimación.

El ajuste de los modelos no lineales se ha llevado a cabo empleando el procedimiento NLIN del programa estadístico SAS/STAT™ (SAS Institute, 2004a) y utilizando el procedimiento iterativo de Gauss-Newton (Hartley, 1961). Los valores iniciales de los parámetros en la iteración se obtuvieron, en los casos en que fue posible, linealizando previamente la ecuación y realizando un ajuste por mínimos cuadrados ordinarios empleando el procedimiento REG (análisis de regresión lineal) del mismo programa estadístico.

3.12.4. Regresión con datos longitudinales en modelos de crecimiento

Los métodos estadísticos más utilizados en el análisis de variable numéricas continuas están, en su mayoría, diseñados para situaciones en las que se registra una única observación por cada unidad muestra (un árbol en este caso), a este tipo de datos se les denomina datos transversales. Cuando se cuenta con más de una observación para una misma variable de la unidad muestral, a estos datos se les denomina datos longitudinales.

Las diferentes mediciones en el tiempo del diámetro normal (DAP) en cada árbol están correlacionadas, y es razonable pensar que la variabilidad entre las medidas de cada árbol sea menor que entre los diferentes árboles, y no se puedan, por lo tanto, considerar como observaciones independientes, supuesto básico para realizar estimaciones en un modelo de regresión.

De este modo, puesto que el empleo de mínimos cuadrados ordinarios (OLS) para la estimación de los parámetros de un modelo requiere que los errores sean independientes y, con este tipo de datos no se puede asumir dicha hipótesis, se plantea un problema que debe ser resuelto. Si se ignora este problema, el estimador de la matriz de covarianzas de las estimaciones de los parámetros de la ecuación obtenido por mínimos cuadrados ordinarios estará negativamente sesgado (subestimado), aunque el vector de estimadores de los parámetros no se verá afectado y será insesgado.

Esta circunstancia puede invalidar los procedimientos de contraste de hipótesis y de estimación de intervalos de confianza del análisis de regresión. Por tanto, es necesario aplicar una metodología que permita obtener unos estimadores adecuados de los parámetros y de la matriz de covarianzas del modelo de regresión a ajustar.

Actualmente, el problema de construcción de modelos de crecimiento con datos repetidos se resuelve empleando dos procedimientos diferentes: mínimos cuadrados ordinarios (OLS) modelizando la estructura del error, o mediante modelos no lineales con efectos mixtos (Barrio, 2003).

Los modelos no lineales con efectos mixtos permiten una especificación más flexible de la matriz de varianzas-covarianzas del término del error (Wolfinger, 1996), aunque presentan el inconveniente de que la metodología empleada es mucho más compleja y no siempre se obtiene una solución adecuada, por lo que en muchos casos la resolución del problema se lleva a cabo por mínimos cuadrados ordinarios modelizando la estructura del error. Uno de los modelos más empleados para modelizar dicha estructura es el que considera que las correlaciones muestrales para un individuo determinado decrecen a medida que el tiempo de separación entre sus observaciones aumenta. De entre estos modelos, los más utilizados son los autoregresivos (modelos AR) en los que se asume que las varianzas son constantes en el tiempo y las correlaciones entre mediciones equidistantes en el tiempo son las mismas.

Sin embargo, debido a que en este caso los datos no son equidistantes en el tiempo (intervalos de tiempo entre inventarios), para el desarrollo de esta tesis se ha corregido expandiendo el término del error mediante un modelo autorregresivo para datos no equidistantes (Gregoire *et al.*, 1995; Zimmerman & Nuñez-Antón, 2001). En estos modelos la autocorrelación de orden "x" puede corregirse expandiendo el término del error de tal manera que:

$$e_{ij} = \sum_{k=1}^{k=x} d_k \rho_k^{t_{ij}-t_{ij-k}} e_{ij-k} + \varepsilon_{ij} \quad [3.16]$$

donde " e_{ij} " es el residuo j-ésimo del individuo "i"; " e_{ij-k} " es el residuo j-k-ésimo del individuo "i"; " d_k " es igual a 1 para " $j > k$ " y 0 para " $j \leq k$ "; " ρ_k " es el parámetro autorregresivo de orden k a estimar; y " $t_{ij}-t_{ij-k}$ " es la distancia, temporal (años), entre las observaciones j-ésima y j-k-ésima dentro de cada individuo "i", siendo " $t_{ij} > t_{ij-k}$ ". En estos casos, " ε_{ij} " es el término del error bajo condiciones de independencia.

En esta tesis, el orden del modelo autorregresivos ha sido como máximo de " $k=2$ " por considerarlo suficiente para corregir la posible autocorrelación de los errores, en concordancia con lo observado en otros trabajos en los que se empleaban datos de similares características; por ejemplo (Diéguez-Aranda *et al.*, 2006), (Barrio Anta *et al.*, 2007) o (López Sánchez, 2009). La estructura del error se ha programado en el procedimiento MODEL de SAS/ETS™ (SAS Institute, 2004b).

3.12.5. Evaluación de los modelos

El concepto de evaluación de un modelo es muy amplio, y requiere no sólo de un examen estadístico y matemático del mismo, sino también biológico, que le otorgue consistencia y realismo, de manera que el comportamiento que describa esté de acuerdo con la conducta biológica y empírica esperada (Castedo, 2004). Es decir, el modelo debe de tener consistencia lógica y su comportamiento debe concordar con los conocimientos de los procesos biológicos elementales. Esta consideración (denominada evaluación cualitativa) se ha de tener siempre presente durante el ajuste de las relaciones que conforman el modelo global.

La selección de los mejores ajustes de entre todos los realizados en cada uno de los apartados de este trabajo se ha basado en comprobar los siguientes aspectos de los distintos modelos estadísticos utilizados:

- ✓ Capacidad de ajuste a los datos.
- ✓ Capacidad predictiva global.
- ✓ Análisis gráfico.

3.12.6. Estadísticos de ajuste

El análisis de la capacidad de ajuste de los modelos utilizados se basó en comparaciones numéricas y gráficas de los residuos. Los estadísticos utilizados han sido: el sesgo, el error medio en valor absoluto, la raíz del error medio cuadrático y el coeficiente de determinación.

3.12.6.1. SESGO

Es un estadístico cuyo valor óptimo es 0, lo que implica que las desviaciones entre los valores predichos y los reales se compensan para el total de los datos analizados. Esto supone que para el conjunto de datos, el modelo ni subestime ni sobrestime valores. Presenta el inconveniente de que puede presentar el valor de cero a pesar de que los residuos alcancen valores muy altos, puesto que si tienen signos distintos se compensan. Su expresión matemática es la siguiente:

$$\bar{E} = \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)}{n} \quad [3.17]$$

donde " y_i " es el valor real (observado); " \hat{y}_i " es el valor predicho por el modelo; y " n " es el número de datos.

3.12.6.2. ERROR MEDIO ABSOLUTO

Su valor óptimo es 0, pero en este caso no se pueden compensar los errores al no considerar el signo, por lo que el valor óptimo sólo se alcanza cuando las estimaciones del modelo no tienen error. Su expresión matemática es la siguiente:

$$EMA = \frac{\sum_{i=1}^n |y_i - \hat{y}_i|}{n} \quad [3.18]$$

donde " y_i " es el valor real (observado); " \hat{y}_i " es el valor predicho por el modelo; y " n " es el número de datos.

3.12.6.3. RAÍZ DEL ERROR MEDIO CUADRÁTICO

Analiza la precisión de las estimaciones del modelo. Cuanto menor sea su valor, menor será la diferencia entre los valores reales y los predichos, por lo que el ajuste, en este aspecto, será adecuado. Se expresa en las mismas unidades que la variable dependiente y se obtiene como:

$$REMC = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{n - p}} \quad [3.19]$$

donde " y_i " es el valor real (observado); " \hat{y}_i " es el valor predicho por el modelo; y " n " es el número de datos; y " p " es el número de parámetros a estimar.

3.12.6.4. COEFICIENTE DE DETERMINACIÓN

El coeficiente de determinación mide la proporción de variabilidad total de la variable dependiente (y_i) respecto a su media (\bar{y}_i) que es explicada por el modelo de regresión. Su valor varía entre 0, el modelo no explica nada de la variabilidad de la variable dependiente, y 1, que sería el valor obtenido en caso de que el modelo estime sin error. Su expresión es la siguiente:

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y}_i)^2} \quad [3.20]$$

donde " y_i " es el valor real (observado); " \hat{y}_i " es el valor predicho por el modelo; e " \bar{y}_i " es el valor medio de la variable dependiente.

3.12.7. Análisis gráfico

El análisis gráfico consiste en examinar diferentes representaciones de los datos experimentales y de los residuos obtenidos en los ajustes de los distintos modelos, siendo una

herramienta muy importante para la selección de modelos ya que una alta variabilidad de los mismos permite detectar fácilmente errores o comportamientos anómalos (Draper & Smith, 1981; Soares *et al.*, 1995; Gadow & Hui, 2001; Huang, 2002).

A continuación se relacionan los distintos gráficos utilizados a efectos de evaluación de los distintos modelos estudiados:

- ✓ Gráfico del modelo ajustado superpuesto a los valores observados.
- ✓ Gráfico de los valores observados frente a los valores predichos; si el ajuste es bueno, los datos deberían seguir una diagonal perfecta. En estos casos se realiza una prueba F con la hipótesis nula de que la pendiente de la recta de regresión entre valores observados y predichos es 1 y, simultáneamente, su término independiente es 0.
- ✓ Gráficos del sesgo o raíz del error medio cuadrático por clases de alguna de las variables independientes.
- ✓ Gráficos de residuos frente al valor predicho de la variable y frente a valores observados de las variables independientes. Estos últimos son interesantes con el fin de detectar posibles tendencias de los residuos según las variables explicativas de los modelos.

3.12.8. Validación de modelos

Una vez efectuado el ajuste de un modelo es necesaria una evaluación del mismo usando un conjunto de datos independientes para analizar si la calidad del ajuste refleja también la calidad de las predicciones (Huang, 2002). Existen numerosas metodologías de validación, aunque no hay ninguna estándar que se pueda usar para evaluar el comportamiento de un modelo. Según Snee (1977, cit. en Castedo, 2004), existen cuatro procedimientos básicos para la validación de modelos de regresión:

1. Comparación de las predicciones y coeficientes con teorías físicas.
2. Comparación de los resultados del ajuste con los obtenidos por la teoría y la simulación.
3. El uso de nuevos datos independientes de los del ajuste.
4. La división de los datos en grupos o validación cruzada.

Hasta el momento, las dos últimas constituyen las técnicas de validación más utilizadas en modelización forestal, aunque según diversos autores (Vanclay & Skovsgaard, 1997; Pretzsch *et al.*, 2002; Kozak & Kozak, 2003) la mejor manera de demostrar la capacidad estimativa de un modelo consiste en testarlo con datos totalmente independientes de los utilizados para el ajuste, puesto que la calidad del ajuste no refleja necesariamente la capacidad predictiva de la función. Además, la validación cruzada suele aportar escasa información adicional a los estadísticos proporcionados por el ajuste del modelo a toda la base de datos (Kozak & Kozak, 2003). Por tanto, en la presente tesis no se ha realizado ninguna validación, dejando pendiente la evaluación de los modelos hasta contar en el futuro con una muestra de datos realmente independiente.

3.12.9. Otros análisis y diagnósticos estadísticos

Para la caracterización de las distribuciones diamétricas de las parcelas se ha empleado como estadístico de bondad del ajuste el análisis de la exactitud de la función de distribución en el extremo derecho de las frecuencias acumuladas.

Este estadístico analiza el comportamiento de la función de distribución ajustada en las clases superiores. Con este fin se ha calculado la diferencia entre el valor teórico de "1" que debería alcanzar si el ajuste fuese perfecto, y la frecuencia relativa acumulada obtenida para la clase superior. Ese residuo, aquí denominado diferencia entre colas, siempre es, por lo tanto, mayor o igual que "0".

$$(DIF_{COLAS})_i = 1 - \hat{X}_i^* \quad [3.21]$$

donde DIF_{COLAS} es la diferencia de estimación en el extremo derecho de la distribución acumulada para la parcela "i"; y " \hat{X}_i^* " la frecuencia relativa acumulada estimada para la clase diamétrica mayor de los datos de dicha parcela.

Cuanto más próximo a cero sea el valor de este estadístico, mejor será el ajuste de la función por la parte superior de las distribuciones.

3.13. Caracterización de las distribuciones diamétricas

La caracterización diamétrica de las parcelas de estudio tiene el único propósito de determinar si existen diferencias significativas en ellas en función del tipo de bosque (Restinga Alta, Restinga Baja y Tahuampa), del tipo de tratamiento realizado (Apeo fuerte, Apeo moderado y Control) y del momento en que se realiza el inventario. Para ello se va a ajustar una función de densidad a los datos observados y se va a analizar la variación en los valores de los parámetros de dicha función según los factores antes mencionados.

La predicción del número de árboles que dentro de cada clase diamétrica tendrá una masa forestal sometida a una determinada silvicultura es una herramienta de primer orden para la gestión forestal. La información sobre la distribución diamétrica es la que mejor caracteriza la estructura de una masa forestal debido a que de ella se obtiene directamente el área basimétrica, tanto total, como por clases de diámetros. Además, el diámetro de un árbol al estar estrechamente relacionando con su volumen, junto al hecho de llevar asociado un bajo coste de medición, convierte a las distribuciones diamétricas en una herramienta ideal para estimar las existencias de una masa forestal y la de cada uno de los árboles que la constituyen.

El primer trabajo de caracterización de las distribuciones diamétricas fue llevado a cabo en 1898 por Liocourt, y se centró en el estudio de los rodales irregulares. Posteriormente, sus observaciones serían desarrolladas por H. Arthur Meyer en los años cuarenta. A lo largo de los años 30, 40 y 50 se realizaron grandes avances incorporando al campo forestal numerosas funciones de densidad, sin embargo, la dificultad del proceso de modelización frenó el desarrollo

de esta metodología hasta que Clutter & Bennett (1965) emplearon la función de densidad Beta en Georgia con *Pinus elliotii* para predecir la producción y la estructura de un rodal coetáneo.

La confirmación definitiva al uso de las distribuciones diamétricas como herramienta de modelización llegó con el empleo de la función de densidad de Weibull, introducida en el campo forestal por Bailey & Dell (1973), cuyo trabajo es de referencia obligada en cualquier estudio de este tipo. Posteriormente se emplearían nuevas funciones como la S_B de Johnson, que utilizaron por primera vez en el ámbito forestal Hafley & Schreuder (1977), o modificaciones de la función de Weibull, que permiten caracterizar rodales con distribuciones bimodales (Cao & Burkhart, 1984; Zutter *et al.*, 1986).

3.13.1. Elaboración de los datos

El conjunto de datos utilizado para el análisis de la distribución diamétrica está compuesto por las mediciones de diámetro normal efectuadas en todos los inventarios completos realizados a las 9 parcelas permanentes de muestreo de una hectárea. No se han empleado los datos de los transectos por tener unas dimensiones poco compensadas que pueden afectar a las estimaciones de los parámetros de la función ajustada a los datos (García, 1992).

La muestra final objeto de estudio se encuentra constituida por los diámetros medidos en cada parcela en los distintos años en los que se realizó un inventario. Estos valores se han agrupado por clases diamétricas de 1 centímetro y se han calculado las frecuencias absolutas y relativas (acumuladas y sin acumular) para cada clase diamétrica. La frecuencia absoluta de una clase diamétrica es el número de árboles inventariables que pertenecen a esa clase diamétrica y, la frecuencia relativa, es el cociente entre la frecuencia absoluta y el número total de árboles. La frecuencia absoluta acumulada de cada clase diamétrica es el número de árboles inventariables cuyo diámetro normal es inferior al límite superior de la clase diamétrica, es decir, es la frecuencia absoluta de la clase diamétrica analizada más las frecuencias absolutas de todas las clases diamétricas inferiores. La frecuencia relativa acumulada es el cociente entre las frecuencias absolutas acumuladas y el número total de árboles.

En las páginas siguientes se muestran las figuras de las frecuencias absolutas del número de pies obtenidas como media de las tres parcelas de cada tipo de bosque (Restinga alta, Restinga baja y Tahuampa) en cada uno de los años de inventario para clases diamétricas de 4 centímetros. Hay que tener en cuenta que en el año 1998 sólo se inventariaron los pies de las especies comercialmente valiosas.

En las figuras se puede apreciar la tendencia en "J" invertida típica de los bosques heterogéneos. Hay una mayor densidad en la restinga baja que en los otros dos tipos de bosque, sobre todo en las clases diamétricas inferiores. Cabe destacar que la gráfica del año 1998 no tiene el mismo aspecto que las restantes, con una escasa diferencia entre la clase diamétrica inferior y la siguiente, que parece indicar una menor regeneración de las especies comercialmente valiosas de la que presenta el total de especies en su conjunto.

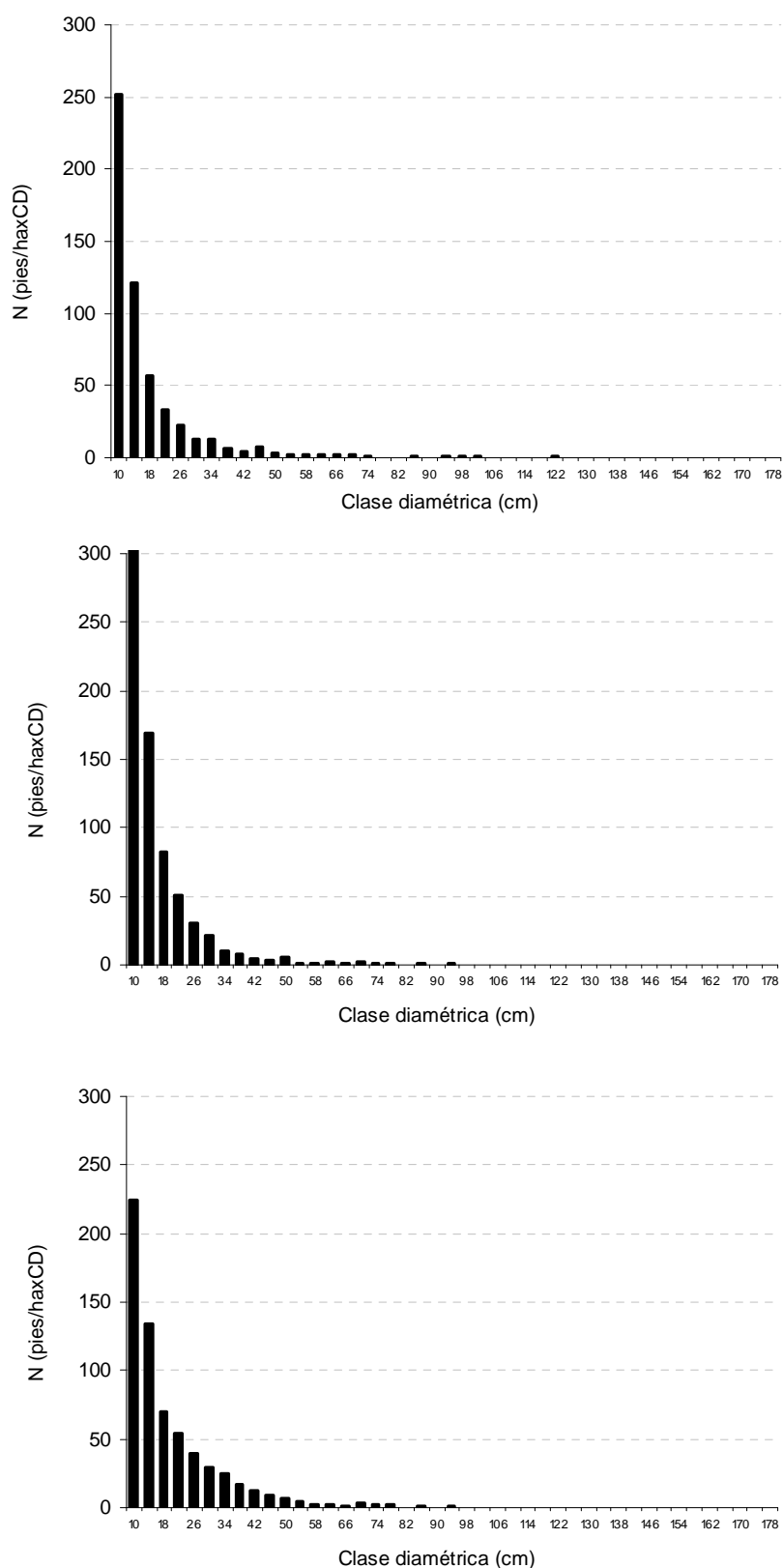


Figura 3.9. Distribución diamétrica media de las parcelas de Restinga alta (arriba), Restinga baja (centro) y Tahuampa (abajo) en el inventario de 1993.

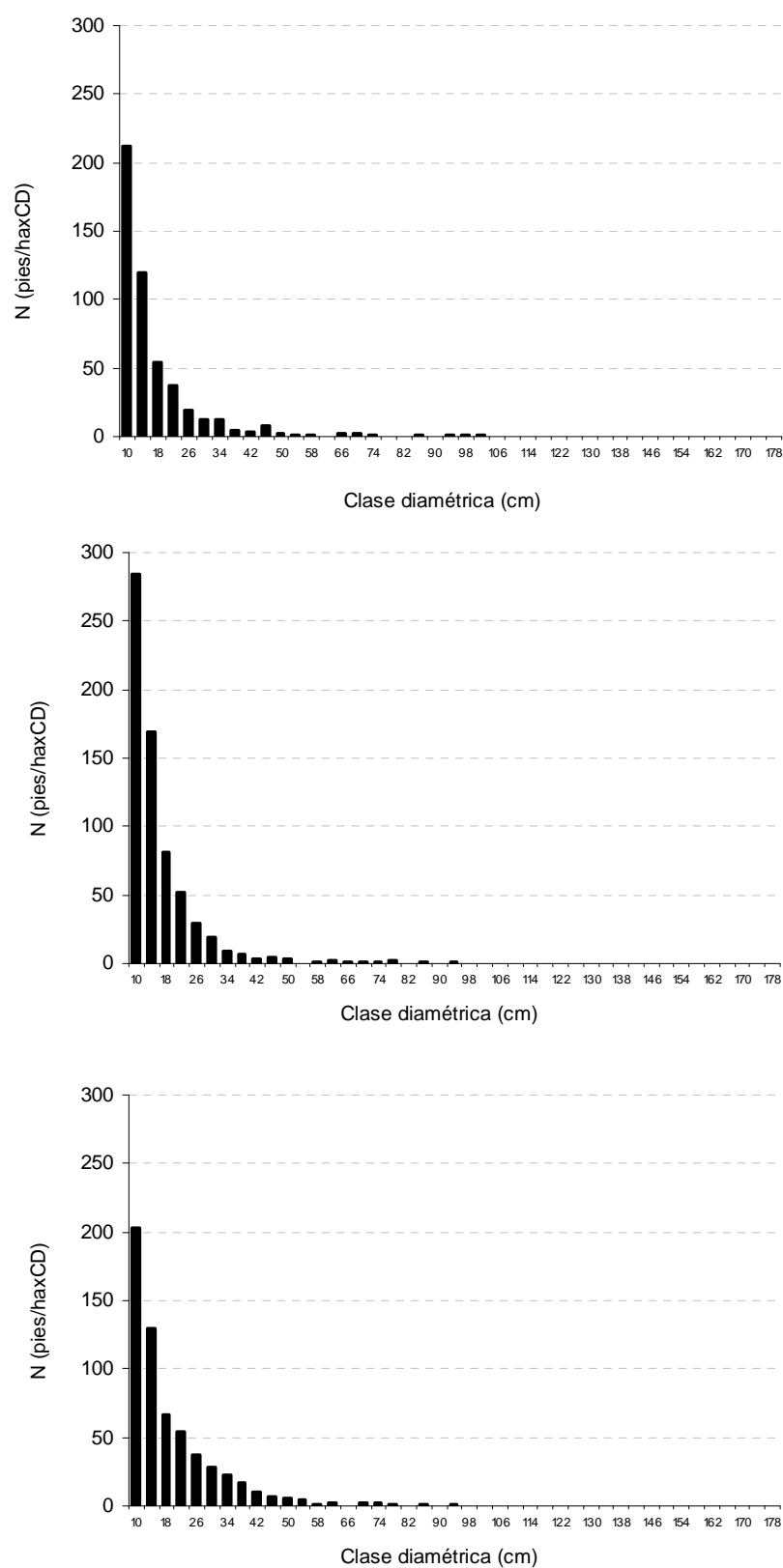


Figura 3.10. Distribución diamétrica media de las parcelas de Restinga alta (arriba), Restinga baja (centro) y Tahuampa (abajo) en el inventario de 1994.

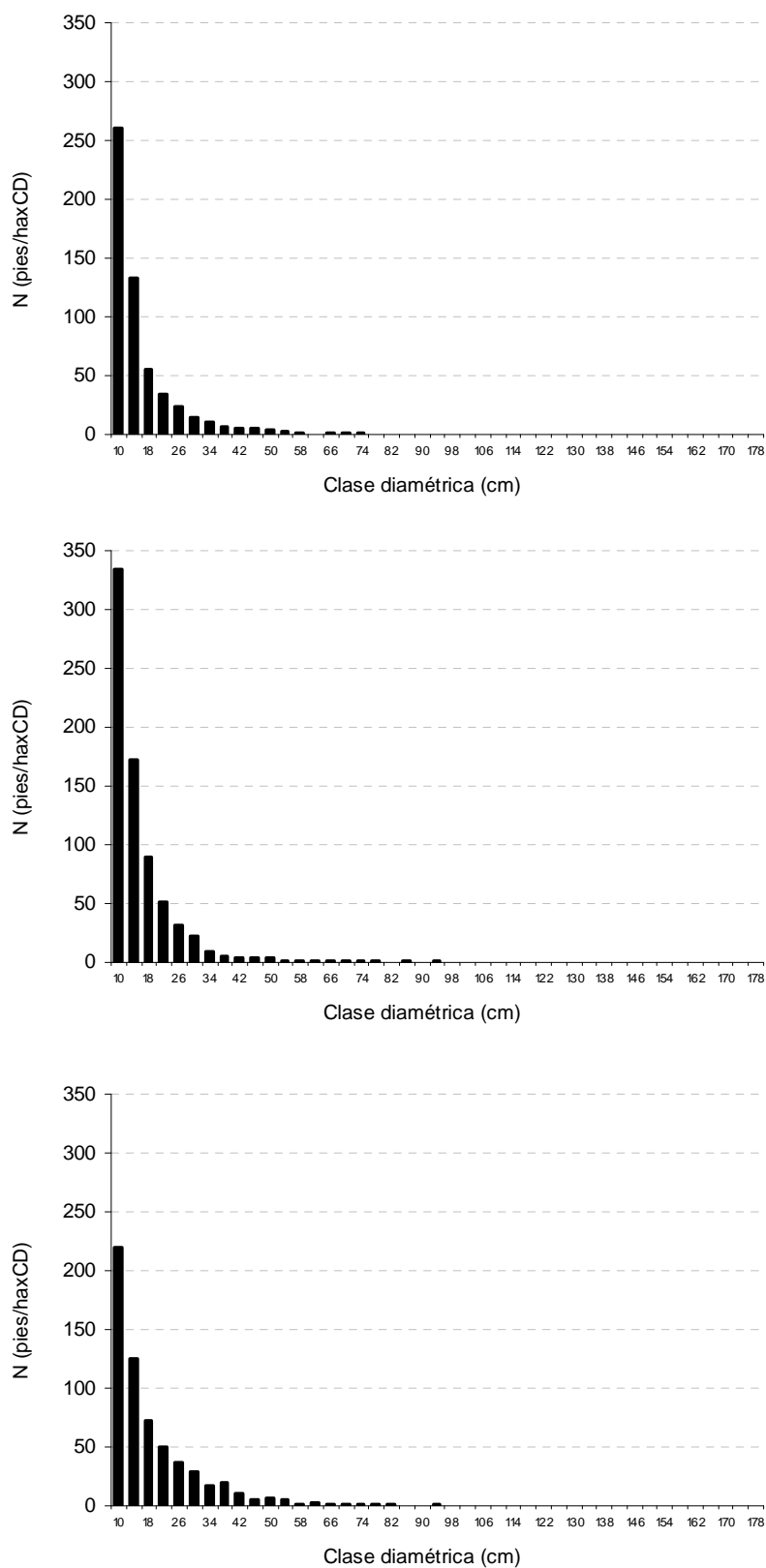


Figura 3.11. Distribución diamétrica media de las parcelas de Restinga alta (arriba), Restinga baja (centro) y Tahuampa (abajo) en el inventario de 1995.

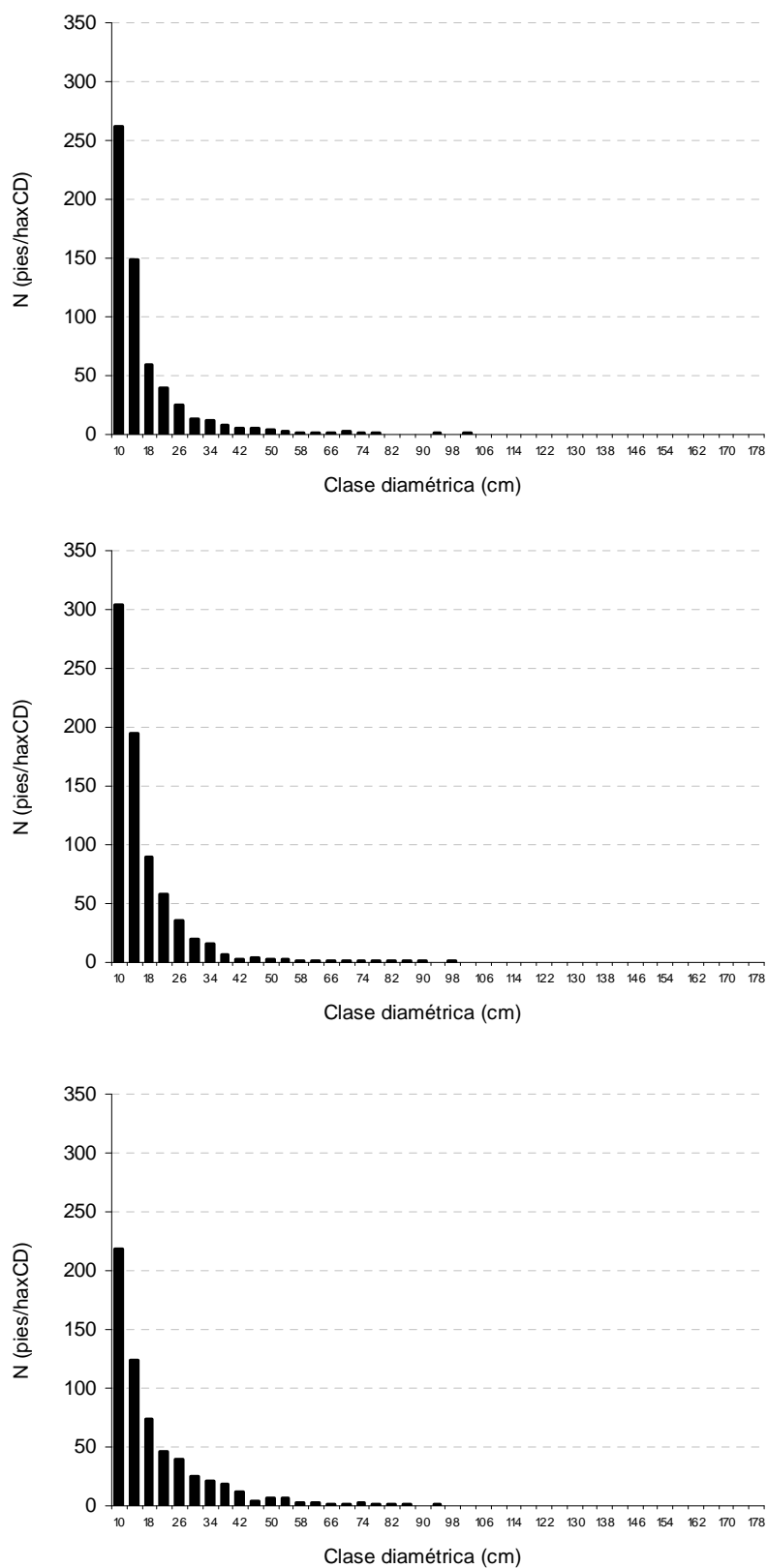


Figura 3.12. Distribución diamétrica media de las parcelas de Restinga alta (arriba), Restinga baja (centro) y Tahuampa (abajo) en el inventario de 1997.

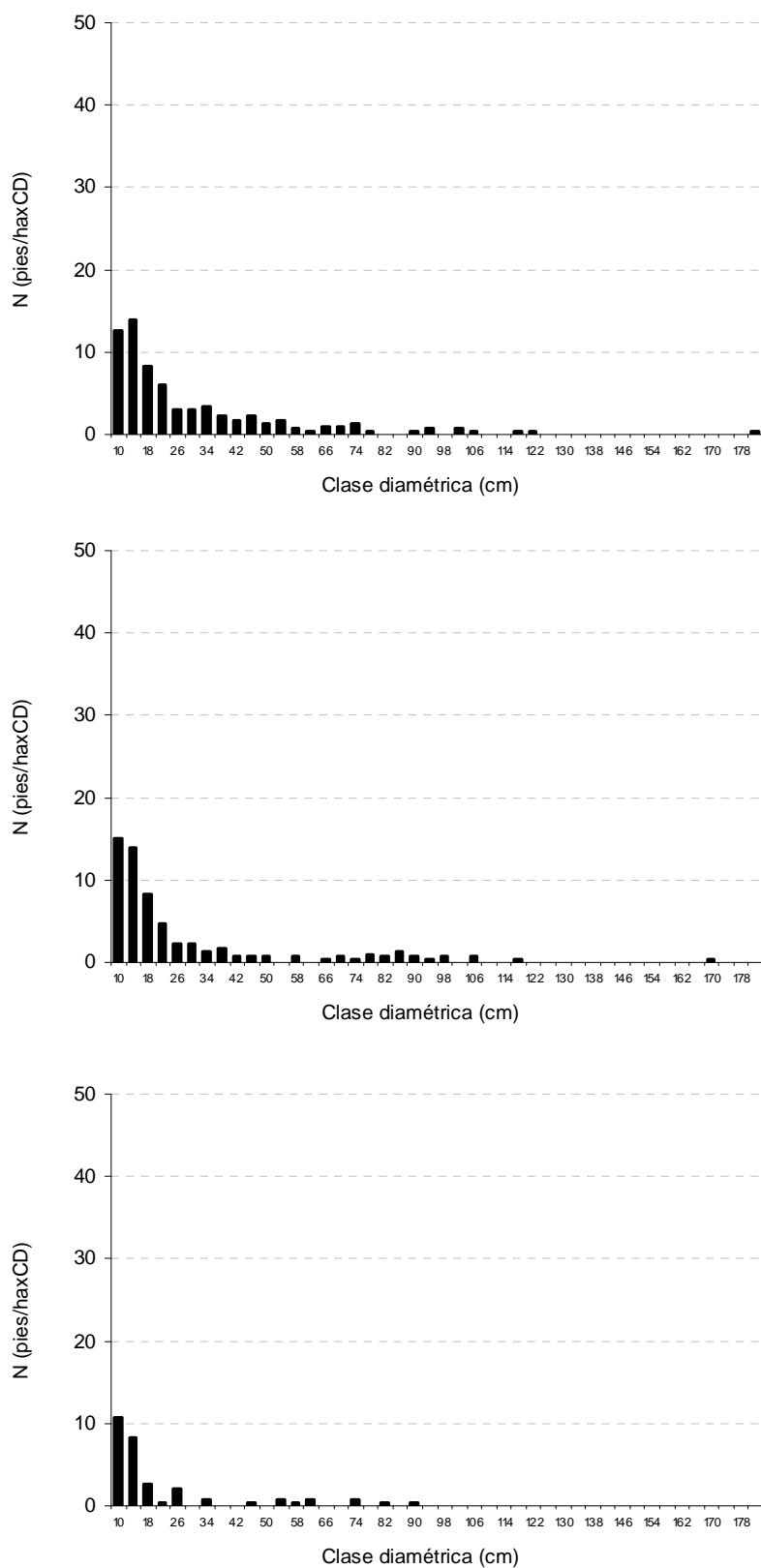


Figura 3.13. Distribución diamétrica media de las parcelas de Restinga alta (arriba), Restinga baja (centro) y Tahuampa (abajo) en el inventario de 1998; sólo se midieron los árboles de las especies de interés maderable.

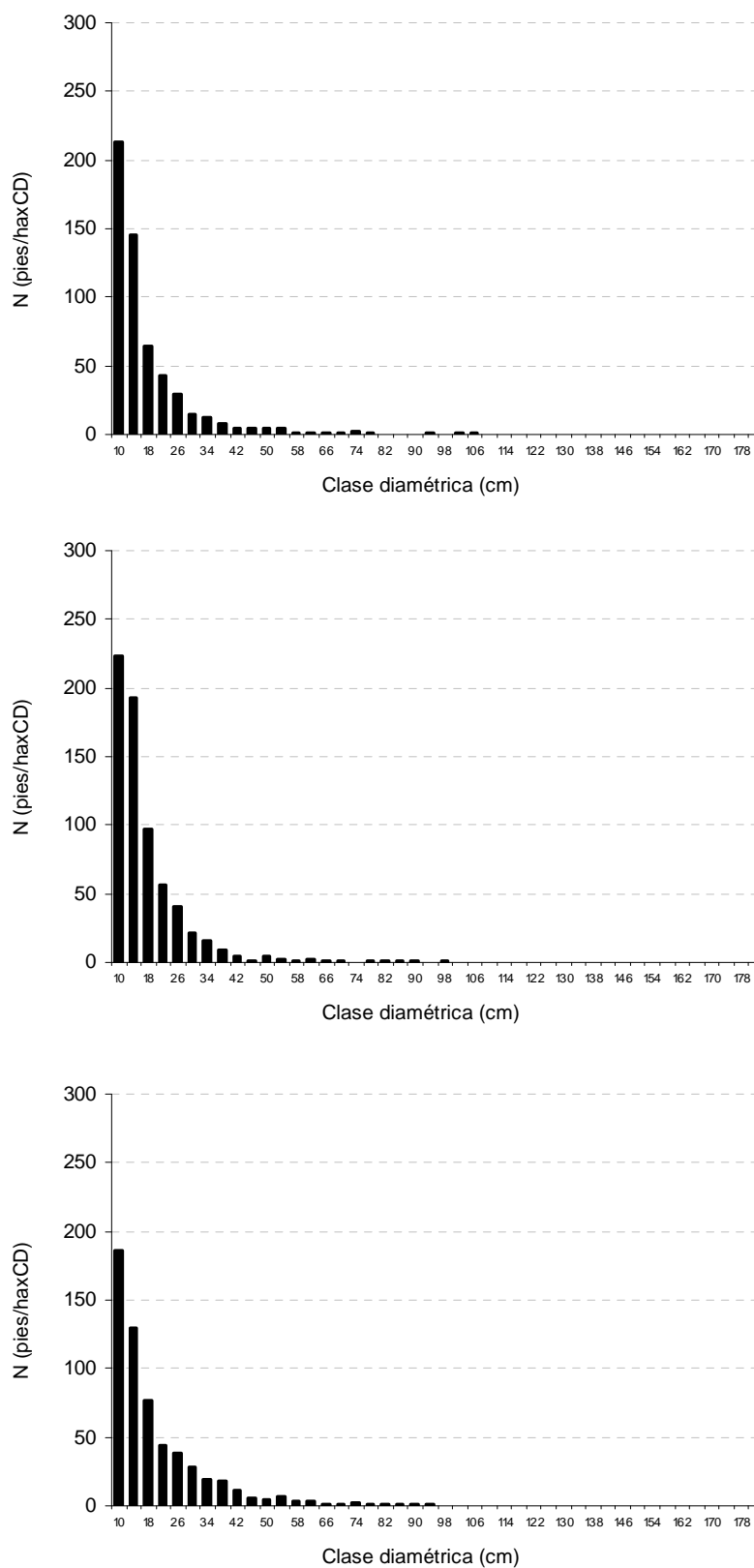


Figura 3.14. Distribución diamétrica media de las parcelas de Restinga alta (arriba), Restinga baja (centro) y Tahuampa (abajo) en el inventario de 1999.

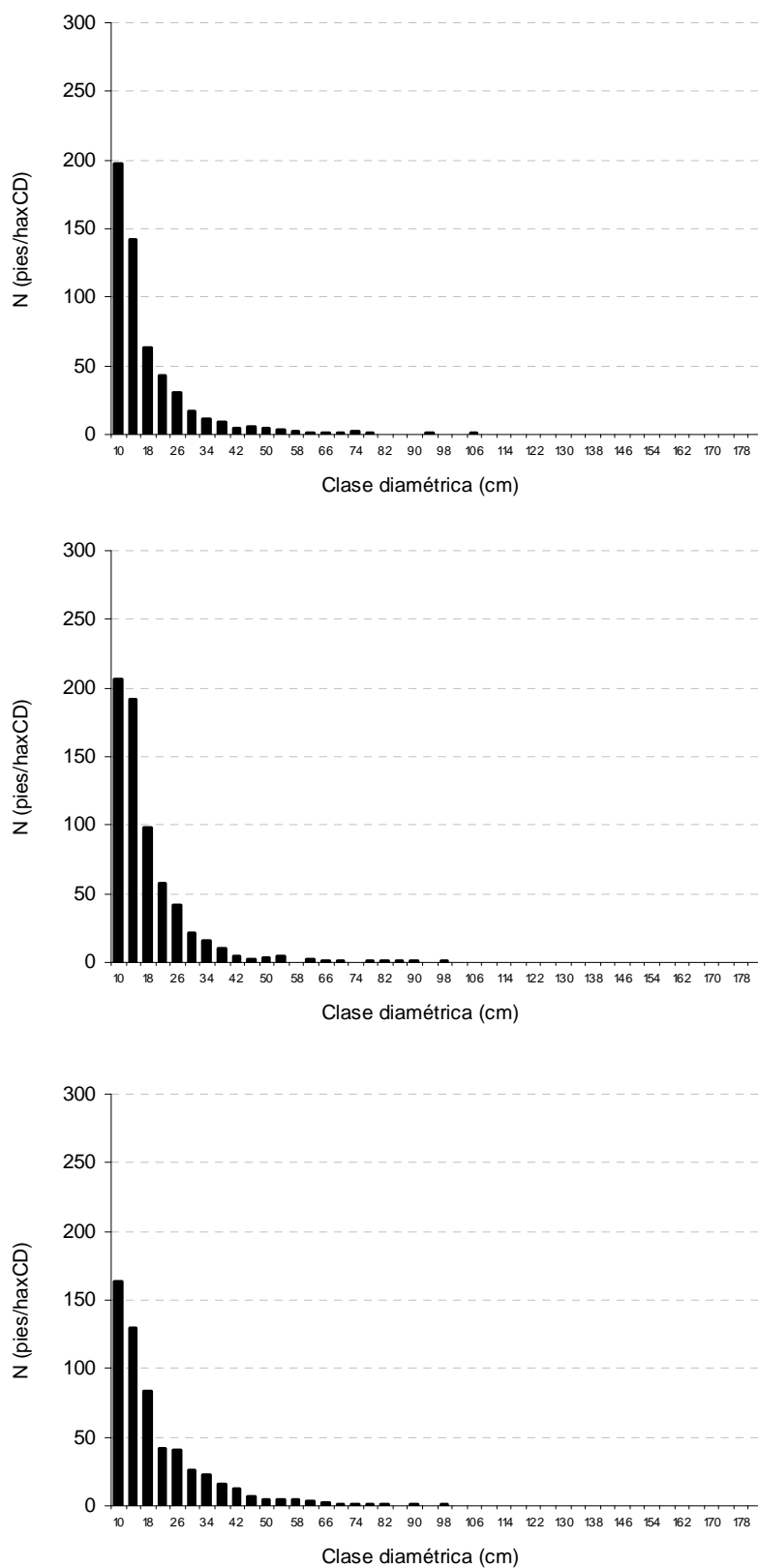


Figura 3.15. Distribución diamétrica media de las parcelas de Restinga alta (arriba), Restinga baja (centro) y Tahuampa (abajo) en el inventario de 2001.

3.14. Función de densidad empleada y estimación de sus parámetros

La función de densidad de probabilidad empleada para la caracterización de la masa según su distribución diamétrica, deberá cumplir los siguientes requisitos:

- ✓ Que sea capaz de reflejar el amplio rango de formas que puede tomar una distribución diamétrica.
- ✓ La integración de la función de densidad debe ser sencilla, para poder obtener sin complicaciones la proporción de masa menor que un determinado diámetro.
- ✓ Por último, debe ser fácilmente relacionable con los datos observados, empleando los estimadores de parámetros adecuados.

Bajo el cumplimiento de los anteriores requisitos se ha considerado para el desarrollo del presente estudio la función de densidad de Weibull, que es la más utilizada en la caracterización de las distribuciones diamétricas de especies forestales (ver, por ejemplo, Maltamo *et al.*, 1995; Álvarez-González, 1997; Del Río, 1998).

La función de densidad de Weibull fue obtenida por Fisher & Tippet (1928), siendo posteriormente desarrollada de forma independiente por Weibull (1939) en unos ensayos de resistencia de materiales. Esta función fue aplicada por primera vez en el ámbito forestal en el trabajo de simulación de distribuciones diamétricas de Bailey & Dell (1973). La expresión matemática de esta función de densidad es la siguiente:

$$f(d_i) = \left(\frac{c}{b}\right) \cdot \left(\frac{d_i - a}{b}\right)^{c-1} \cdot e^{-\left(\frac{d_i - a}{b}\right)^c} \quad [3.22]$$

donde " d_i " es el diámetro (cm); " a " es un parámetro de situación; " b " es un parámetro de escala; y " c " es un parámetro de forma y, todos ellos toman valores positivos. El valor de " $f(d_i)$ " representa la frecuencia relativa, en tanto por uno, de los árboles del rodal que tienen como diámetro el valor " d_i ".

El parámetro de situación " a " marca el diámetro por debajo del cual los valores de la función de densidad son iguales a 0; el parámetro de escala " b " está relacionado con el recorrido o rango de los diámetros de la distribución a ajustar, y el parámetro de forma " c " define la forma de la curva obtenida, de forma que si:

- " $c < 1$ ".- se obtienen curvas típicas de distribuciones diamétricas en masas irregulares.
- " $c = 1$ ".- coincide con la distribución exponencial.
- " $1 < c < 3,6$ ".- la curva presenta asimetría hacia la derecha.
- " $c = 3,6$ ".- la función de densidad de Weibull se aproxima a la normal.
- " $c > 3,6$ ".- la curva presenta asimetría hacia la izquierda.

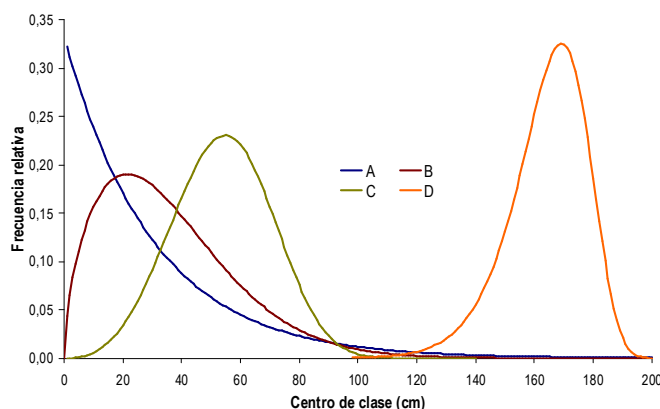


Figura 3.16. Función de densidad de Weibull para los distintos valores de "b" y "c", considerando que el valor del parámetro "a" es igual a "0". A ($b = 3, c = 1$); B ($b = 4, c = 1,6$); C ($b = 6, c = 3,6$) y D ($b = 17, c = 15$).

Existen diversas metodologías para la estimación del parámetro de situación "a", pero si a éste se le asigna un valor igual a "0", es decir, si se considera que el diámetro mínimo del rodal es igual a cero, se obtiene la que se denomina función de densidad de Weibull de dos parámetros:

Existen diversas metodologías para la estimación del parámetro de situación "a", pero si a éste se le asigna un valor concreto "k", se obtiene la que se denomina función de densidad de Weibull de dos parámetros:

$$f(d_i) = \left(\frac{c}{b}\right) \cdot \left(\frac{d_i - k}{b}\right)^{c-1} \cdot e^{-\left(\frac{d_i - k}{b}\right)^c} \quad [3.23]$$

El empleo de la función de densidad de Weibull de dos parámetros facilita la estimación de "b" y "c" sin que la precisión de sus estimaciones se vea seriamente afectada (Maltamo *et al.*, 1995).

Una vez conocidos los valores de los parámetros si se emplean directamente las ecuaciones anteriores, se obtendría para cada diámetro " d_i " (cm) la frecuencia relativa predicha, es decir, el tanto por uno de los árboles del rodal que tienen exactamente dicho diámetro. Si se pretende determinar el número de árboles " n_{di} " (pies/ha) que tienen dicho diámetro " d_i ", habrá que multiplicar dichas expresiones por la densidad de la masa "N" (pies/ha). Finalmente, en el caso de que la función de densidad se emplee para determinar el número de árboles que pertenecen a una clase diamétrica, habrá que multiplicar también por el tamaño de clase " Δ " (cm) (de 1 cm en nuestro caso). De este modo, la función de densidad de Weibull con tres y dos parámetros que se emplea para determinar el número de árboles que pertenecen a una clase diamétrica de centro " D_i " y de tamaño " Δ " son las siguientes:

$$\begin{array}{l} \text{Función de densidad} \\ \text{Weibull biparamétrica} \end{array} \quad n_{D_i} = N \cdot \Delta \cdot \left(\frac{c}{b}\right) \cdot \left(\frac{D_i - k}{b}\right)^{c-1} \cdot e^{-\left(\frac{D_i - k}{b}\right)^c} \quad [3.24]$$

Función de densidad
Weibull triparamétrica

$$n_{D_i} = N \cdot \Delta \cdot \left(\frac{c}{b}\right) \cdot \left(\frac{D_i - a}{b}\right)^{c-1} \cdot e^{-\left(\frac{D_i - a}{b}\right)^c} \quad [3.25]$$

Para la realización de este estudio se ha empleado la función de Weibull dependiente de dos parámetros. Como valores asignados a la constante "k" que sustituye, en este caso, al parámetro "a" de la función Weibull triparamétrica se han probado 4 opciones diferentes: el valor cero; el diámetro mínimo inventariable; la mitad del diámetro mínimo inventariable (Del Rio, 1998) y el valor propuesto por Zanakis (1979), que se obtiene empleando las siguientes expresiones:

$$k_{Zanakis} = \begin{cases} \frac{x_1 \cdot x_n - x_2^2}{x_1 + x_n - 2x_2} & \text{si } x_2 - x_1 < x_n - x_2 \\ x_1 & \text{en caso contrario} \end{cases} \quad [3.26]$$

donde "x₁" es el diámetro menor observado, "x₂" es el siguiente diámetro menor observado y "x_n" es el mayor diámetro observado.

Una vez asignado un valor a la constante "k", la estimación de los parámetros "b" y "c", se ha realizado empleando el método de los momentos. Este método se basa en obtener un sistema de dos ecuaciones con dos incógnitas (los dos parámetros) a partir de los denominados momentos de primer y de segundo orden con respecto al origen y a la media, respectivamente. Estos momentos son el diámetro medio (\bar{d}) y la varianza (var_d) de la distribución diamétrica, respectivamente. A continuación se describe el proceso de obtención de dichas ecuaciones.

Como se ha comentado, la primera de las ecuaciones del sistema se obtiene a partir del diámetro medio de la distribución. En el caso de que se conocieran los diámetros de todos los árboles por hectárea del rodal, el valor del diámetro medio se calcularía con la siguiente expresión:

$$\bar{d} = \frac{\sum d_i \cdot n_{d_i}}{N} \quad [3.27]$$

En el caso de que a cada diámetro se le restase el valor de la constante "k", la expresión empleada para estimar el diámetro medio sería la siguiente:

$$\bar{d} = \frac{\sum d_i \cdot n_{d_i}}{N} = \frac{\sum (d_i - k) \cdot n_{d_i}}{N} + k \quad [3.28]$$

Por otra parte, se conoce la expresión correspondiente a la función de densidad de Weibull de dos parámetros de la distribución diamétrica del rodal, y teniendo en cuenta que, al ser ésta una función continua, la suma de valores del numerador de la ecuación anterior es igual a una integral, en donde el valor del diámetro medio se obtendría como:

$$\bar{d} - k = \frac{\sum (d_i - k) \cdot n_{d_i}}{N} = \frac{\int_{-\infty}^{\infty} (d_i - k) \cdot n_{d_i} \cdot dd_i}{N} = \frac{\int_{-\infty}^{\infty} (d_i - k) \cdot N \cdot \left(\frac{c}{b}\right) \cdot \left(\frac{d_i - k}{b}\right)^{c-1} \cdot e^{-\left(\frac{d_i - k}{b}\right)^c} \cdot dd_i}{N} \quad [3.29]$$

Si se realiza el cambio de variable tal que $((d_i - k)/b)^c = z$, entonces,

$$d_i - k = b \cdot z^{1/c} \quad y \quad dz = \left(\frac{c}{b}\right) \cdot \left(\frac{d_i - k}{b}\right)^{c-1} \cdot dd_i \quad [3.30]$$

Sustituyendo estos valores en la integral, sacando fuera de la misma las constantes y teniendo en cuenta la expresión de la función gamma " $\Gamma(\alpha)$ ":

$$\Gamma(\alpha) = \int_0^{\infty} d_i^{\alpha-1} \cdot e^{-d_i} dd_i \quad [3.31]$$

Se llega a la siguiente expresión:

$$\bar{d} - k = \frac{\int_{-\infty}^{\infty} (d_i - k) \cdot N \cdot \left(\frac{c}{b}\right) \cdot \left(\frac{d_i - k}{b}\right)^{c-1} \cdot e^{-\left(\frac{d_i - k}{b}\right)^c} \cdot dd_i}{N} = \frac{N \cdot b \cdot \int_{-\infty}^{\infty} z^{1/c} \cdot e^{-z} \cdot dz}{N} \quad [3.32]$$

Como la integral del numerador solamente está definida para diámetros positivos o iguales a cero, los límites de integración reales van de "0" a " ∞ ", por lo que:

$$\bar{d} - k = \frac{N \cdot b \cdot \int_0^{\infty} z^{1/c} \cdot e^{-z} \cdot dz}{N} = b \cdot \Gamma\left(1 + \frac{1}{c}\right) \Rightarrow \bar{d} = k + b \cdot \Gamma\left(1 + \frac{1}{c}\right) \quad [3.33]$$

Puesto que los valores de la función gamma están tabulados y se pueden obtener, por ejemplo, en cualquier hoja de cálculo, la ecuación anterior relaciona los parámetros " b " y " c " con el diámetro medio (\bar{d}) de la distribución de forma sencilla.

La segunda de las ecuaciones del sistema con dos incógnitas se obtiene a partir del valor de la varianza diamétrica (var_d). El razonamiento es el mismo que en el caso anterior. Si se dispone de los diámetros de todos los árboles por hectárea del rodal, su varianza se obtiene empleando la siguiente expresión:

$$var_d = \frac{\sum (d_i - \bar{d})^2 \cdot n_{d_i}}{N} \quad [3.34]$$

En el caso de que a cada diámetro se le restase el valor de la constante " k ", la expresión empleada para estimar la varianza, sería la siguiente:

$$\begin{aligned} var_d &= \frac{\sum ((d_i - k) - (\bar{d} - k))^2 \cdot n_{d_i}}{N} = \frac{\sum (d_i - k)^2 \cdot n_{d_i}}{N} + \frac{(\bar{d} - k)^2 \cdot \sum n_{d_i}}{N} - \\ &- 2 \cdot \frac{(\bar{d} - k) \cdot \sum (d_i - k) \cdot n_{d_i}}{N} = \frac{\sum (d_i - k)^2 \cdot n_{d_i}}{N} - (\bar{d} - k)^2 \end{aligned} \quad [3.35]$$

Si lo que se conoce es la función de densidad de Weibull de dos parámetros, el valor de la varianza se obtendría como:

$$\text{var}_d + (\bar{d} - k)^2 = \frac{\sum (d_i - k)^2 \cdot n_{d_i}}{N} = \frac{\int_{-\infty}^{\infty} (d_i - k)^2 \cdot N \cdot \left(\frac{c}{b}\right) \cdot \left(\frac{d_i - k}{b}\right)^{c-1} \cdot e^{-\left(\frac{d_i - k}{b}\right)^c} \cdot dd_i}{N} \quad [3.36]$$

Si de nuevo se realiza el cambio de variable tal que $((d_i - k)/b)^c = z$, entonces,

$$d_i - k = b \cdot z^{1/c} \quad y \quad dz = \left(\frac{c}{b}\right) \cdot \left(\frac{d_i - k}{b}\right)^{c-1} \cdot dd_i \quad [3.37]$$

Sustituyendo estos valores en la ecuación de la función de densidad de Weibull de dos parámetros, sacando fuera de la misma las constantes y teniendo en cuenta la expresión de la función gamma $\Gamma(\alpha)$ y lo anteriormente comentado sobre los límites de integración, se llega a la siguiente expresión:

$$\begin{aligned} \text{var}_d + (\bar{d} - k)^2 &= \frac{\int_0^{\infty} (d_i - k)^2 \cdot N \cdot \left(\frac{c}{b}\right) \cdot \left(\frac{d_i - k}{b}\right)^{c-1} \cdot e^{-\left(\frac{d_i - k}{b}\right)^c} \cdot dd_i}{N} = \\ &= \frac{b^2 \cdot N \cdot \int_0^{\infty} z^{2/c} \cdot e^{-z} \cdot dz}{N} = b^2 \cdot \Gamma\left(1 + \frac{2}{c}\right) \end{aligned} \quad [3.38]$$

Despejando el valor del parámetro "b" en la ecuación [3.35] y sustituyendo en la ecuación anterior, se obtiene una ecuación que depende de la varianza y del parámetro "c":

$$\text{var}_d = b^2 \cdot \Gamma\left(1 + \frac{2}{c}\right) - (\bar{d} - k)^2 = b^2 \cdot \left[\Gamma\left(1 + \frac{2}{c}\right) - \Gamma^2\left(1 + \frac{1}{c}\right) \right] \quad [3.39]$$

Puesto que existe una relación funcional entre la varianza, el diámetro medio y el diámetro medio cuadrático, la igualdad anterior se puede expresar en términos de estos dos diámetros, que son variables que habitualmente se pueden obtener a partir de modelos de rodal.

$$\text{var}_d = b^2 \cdot \Gamma\left(1 + \frac{2}{c}\right) - (\bar{d} - k)^2 = b^2 \cdot \left[\Gamma\left(1 + \frac{2}{c}\right) - \Gamma^2\left(1 + \frac{1}{c}\right) \right] \quad [3.40]$$

De este modo, si los dos diámetros se pueden estimar, es posible determinar los valores de los parámetros b y c, a partir del sistema de dos ecuaciones constituido por las igualdades [3.33] y [3.40].

3.15. Características de la estructura espacial de las parcelas

El análisis de la distribución espacial de los árboles en las parcelas de ensayo tiene como único propósito el aportar información complementaria que describa el estado de las parcelas estudiadas, en base a las cuales se van a construir los modelos de crecimiento por especies. El desarrollo matemático y estadístico de modelos apropiados a los patrones espaciales observados escapa del ámbito de esta tesis, aunque es una línea de investigación y análisis futura. Por tanto, los estadísticos que se detallan a continuación son básicamente descriptivos, aunque son el punto de partida de cualquier proceso de modelización de la estructura espacial que pueda realizarse en el futuro.

3.15.1. Análisis de la distribución espacial de los árboles

La forma más sencilla de reflejar la estructura espacial de una población es la representación cartográfica de todos los elementos de la misma en una región geográfica concreta (Cruz Rot, 2006). En la mayoría de los casos, y dependiendo de la escala de estudio, tales elementos pueden describirse aceptablemente mediante sus coordenadas espaciales (x,y), generándose así un conjunto de datos que recibe el nombre de patrón espacial de puntos "spatial point pattern" (Diggle, 2003). En el ámbito forestal no es habitual conocer todos los elementos de la población y se suele trabajar con muestras representativas de la misma. De este modo, el patrón espacial que se analiza es el de la muestra y se asume que es una realización concreta de un proceso espacial de puntos "spatial point process" subyacente, que hay que describir, y cuyas propiedades describen adecuadamente el patrón concreto que se aprecia en la muestra.

De acuerdo con Diggle (2003), un proceso de puntos es un mecanismo estocástico que genera un conjunto contable de eventos (puntos aleatorios) que comparten la misma estructura espacial (la ley del proceso). Las localizaciones de esos puntos aleatorios generados por el proceso de puntos en un área de estudio definida es lo que antes se ha denominado patrón de puntos (Bivand *et al.*, 2008). En el ámbito de esta tesis los puntos son árboles cuyas coordenadas (x,y) son conocidas.

El análisis de los patrones puntuales se centra en la distribución espacial de los puntos y en hacer inferencia estadística sobre el proceso subyacente que lo genera, considerando dos objetivos fundamentales:

- ✓ la distribución de los puntos en el espacio.
- ✓ la existencia de posibles interacciones entre ellos.

Su empleo se basa en la asunción de que el análisis del patrón espacial y de sus variaciones en el espacio y en el tiempo podría explicar los mecanismos subyacentes a la construcción de la estructura y al funcionamiento de la dinámica de poblaciones (Wiegand *et al.*, 2003; Seabloom *et al.*, 2005).

Cuando se estudia un proceso puntual, el planteamiento inicial suele ser considerar como hipótesis de trabajo que se trata de una distribución completamente aleatoria, lo que se denomina "Complete Spatial Randomness" (CSR) o "Poisson Point Process". Las principales propiedades de este patrón son:

- ✓ El número de puntos dentro de una región "A" cuyo área es " $|A|$ " sigue una distribución de Poisson con media igual a " $\lambda \cdot |A|$ ", siendo " λ " la intensidad del proceso.
- ✓ Suponiendo que hay " n " puntos dentro de la región "A", todos tienen la misma probabilidad de ocurrir en una posición concreta y todos son mutuamente independientes y además están uniformemente distribuidos dentro de "A".

La intensidad (λ), o número esperado de puntos (árboles) por unidad de área, es una propiedad de primer orden del proceso espacial y su valor puede ser constante (proceso de Poisson homogéneo) o puede variar espacialmente (proceso de Poisson no homogéneo).

La forma más sencilla de evaluar esta hipótesis es representar gráficamente la distribución espacial de los puntos y observar si tienden a estar agrupados o, si por el contrario, tienden a una distribución uniforme. Habitualmente se producen agrupamientos cuando existe algún tipo de atracción y se producen estructuras regulares cuando existe algún tipo de inhibición o competencia. En la figura siguiente se muestran tres ejemplos de cada uno de los patrones referidos (aleatorio, agrupado o agregado y regular).

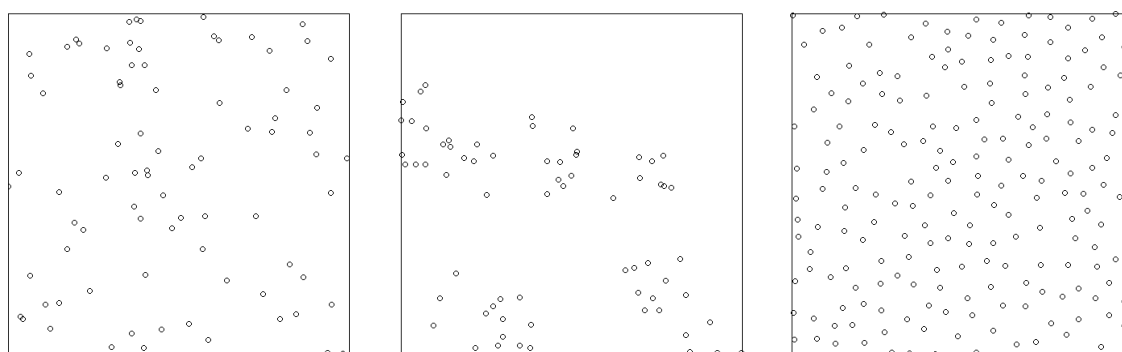


Figura 3.17. Ejemplo de patrón puntual aleatorio (izquierda), agrupado o agregado (centro) y regular (derecha).

Sin embargo, la naturaleza del patrón generado por procesos biológicos suele estar influenciada por la escala a la que el proceso es observado. En general, cuando la escala es lo suficientemente grande suelen observarse patrones agregados, mientras que, a medida que se reduce la escala, la variación ambiental puede ser menos acusada y el patrón estará determinado por la intensidad y la naturaleza de las interacciones entre los individuos (Diggle, 2003). Por tanto, el análisis gráfico debe completarse con una descripción más detallada basada en estadísticos y en la formulación de modelos explícitos del proceso subyacente.

Esta descripción más detallada se basa en la estimación de las propiedades de primer orden, de las cuales, la de estimación más frecuente es la intensidad del proceso puntual (λ), y de las propiedades de segundo orden, que describen las relaciones entre pares de puntos (por ejemplo,

la probabilidad de encontrar un árbol en las inmediaciones de otro da idea de si existe tendencia a aparecer agrupados, aleatoriamente o regularmente espaciados). Una descripción más detallada de las propiedades de primer y segundo orden se puede encontrar en los trabajos de Diggle (2003) o Möller & Waagepetersen (2003).

3.15.1.1. ESTIMACIÓN DE LA INTENSIDAD

Los métodos empleados para estimar la intensidad de un proceso puntual dependen de si el proceso es homogéneo o no. En el primer caso, el estimador más empleado es el cociente entre el número de puntos (árboles) observado " N " y la superficie del área de estudio " $|A|$ ":

$$\hat{\lambda} = \frac{N}{|A|} \quad [3.41]$$

Una forma general de la intensidad viene dada por la siguiente expresión:

$$\lambda(s) = \lim_{|ds \rightarrow 0|} \left\{ \frac{E[N(ds)]}{|ds|} \right\} \quad [3.42]$$

donde " ds " es un área infinitesimal alrededor del punto (árbol) " s " y $E[N(ds)]$ es el número esperado de puntos (árboles) dentro de " ds ".

En el caso de que el proceso no se pueda considerar homogéneo (por ejemplo, en el ámbito forestal, la distribución de los diámetros y las alturas de los árboles a escala monte se ve afectada por diferencias en la calidad de la estación), la intensidad se puede estimar por métodos paramétricos o no paramétricos. Una descripción detallada de estos métodos puede verse en Bivand *et al.* (2008). En el estudio realizado en esta tesis se ha considerado que se trata de procesos homogéneos puesto que el tamaño de las parcelas es reducido y no hay factores ambientales o fisiográficos que hagan suponer una variación espacial.

3.15.1.2. ESTIMACIÓN DE LAS PROPIEDADES DE SEGUNDO ORDEN

Como se ha comentado anteriormente, las propiedades de segundo orden miden la fuerza y el tipo de interacciones que existen entre los puntos (árboles) de un proceso puntual. Por lo que son de especial importancia si lo que se quiere analizar es la hipótesis de la existencia de atracción o inhibición entre dichos puntos.

La más importante de estas propiedades es la intensidad de segundo orden de dos puntos " s_1 " y " s_2 ", que indica la probabilidad de que cualquier par de puntos (árboles) ocurra en las vecindades de " s_1 " y " s_2 ", respectivamente (Diggle, 2003). Su expresión general es la siguiente:

$$\lambda_2(s_1, s_2) = \lim_{\substack{|ds_1 \rightarrow 0| \\ |ds_2 \rightarrow 0|}} \left\{ \frac{E[N(ds_1) \cdot N(ds_2)]}{|ds_1| \cdot |ds_2|} \right\} \quad [3.43]$$

En un proceso homogéneo de Poisson la intensidad de segundo orden sólo depende de la distancia entre los puntos (r), es decir, la intensidad de segundo orden es con " $r = ||s_1 - s_2||$ ".

Una alternativa a estimar las propiedades de segundo orden cuando se trabaja con procesos espaciales de Poisson homogéneos es el empleo de la "función K " de Ripley (Ripley, 1976); que se define como el número medio de individuos en un radio " r " alrededor de cualquier individuo:

$$K(r) = \lambda^{-1} \quad [3.44]$$

siendo " λ " la intensidad. Con frecuencia se define la "función K " diciendo que " $\lambda \cdot K(r)$ " es el número medio de individuos dentro de un círculo de radio " r " alrededor de un individuo típico del patrón (sin contar dicho individuo central). Por lo tanto, " $K(r)$ " describe las características del proceso de puntos a muchas escalas (tantas como diferentes " r " consideremos). La forma más sencilla de estimar " $K(r)$ " sería:

$$\hat{K}(r) = \frac{1}{\hat{\lambda}} \cdot \frac{1}{N} \cdot \sum_{i=1}^N \sum_{j \neq i} I(d_{ij} < r) \quad \text{con } \hat{\lambda} = \frac{N}{|A|} \quad [3.45]$$

donde " N " es el número de puntos (árboles) del patrón, " $|A|$ " la superficie del área de estudio e " $I(d_{ij} < r)$ " la función indicadora, que toma el valor de "1" si la distancia entre los puntos (árboles) " i " y " j " es menor que " r " y "0" en el caso contrario.

En la práctica, y dado que el límite del área de estudio suele ser arbitrario, es necesario introducir un factor que corrija el efecto borde que se produce como consecuencia de no tener en cuenta los puntos (árboles) que aparecen fuera de los límites del área de estudio aunque se encuentren a una distancia menor de " r " de otro situado dentro del área. Si no se tienen en cuenta, el efecto borde produce estimaciones sesgadas de " $K(r)$ ", especialmente para valores grandes de " r ". Ripley (1976) propuso un estimador insesgado de la "función K " que tuviera en cuenta dicho efecto y que es el que se ha empleado en esta tesis:

$$\hat{K}(r) = (N \cdot (N - 1))^{-1} \cdot |A| \cdot \sum_{i=1}^N \sum_{j \neq i} w_{ij}^{-1} I(d_{ij} < r) \quad [3.46]$$

donde " w_{ij} " son pesos iguales a la proporción del área dentro de la región A del círculo centrado en " s_i " y radio igual a la distancia entre " s_i " y " s_j ".

Una revisión de los métodos de corrección del efecto borde puede consultarse en Haase (1995) y Goreaud & Pelissier (1999). De todas formas, dado que los mecanismos que corrigen el efecto borde no son perfectos, se suele recomendar no calcular " $K(r)$ " más allá de " $r < 1/3$ " de la longitud del lado más corto del área de estudio (Baddeley & Turner, 2005) o hasta " $r < (|A|/2)^{1/2}$ " en el caso de áreas no rectangulares (Dixon, 2002).

El valor de la "función K " para un proceso de Poisson homogéneo es " $K(r) = \pi \cdot r^2$ ". Comparando este valor teórico con el valor estimado por las fórmulas anteriores se pueden sacar conclusiones sobre el tipo de interacciones existentes entre puntos (árboles). La comparación visual o numérica de la curva de " $\hat{K}(r)$ " y la de " $\pi \cdot r^2$ " es una buena forma de análisis exploratorio de los datos, con valores de " $\hat{K}(r) > \pi \cdot r^2$ " indicando agregación y valores de

" $\hat{K}(r) < \pi \cdot r^2$ " indicando uniformidad o regularidad a la escala considerada. Dado que en áreas de estudio reales, con límites definidos, se pueden producir variaciones estocásticas que causen valores mayores o menores que " $\pi \cdot r^2$ " incluso para patrones de Poisson, la comparación se debe completar con la construcción de intervalos de confianza empleando el método de Monte Carlo. Para ello se simulan un número elevado de patrones de Poisson homogéneos con la misma intensidad y en un área del mismo tamaño que el patrón observado. Posteriormente se determinan los valores de la "función K" para cada uno de ellos y se representan los límites superior e inferior o los percentiles apropiados para formar una zona que representa un cierto intervalo de confianza (Dixon, 2002; Moller & Waagepetersen, 2007). Finalmente se considerarían patrones diferentes a uno aleatorio aquellos en los que la gráfica de " $\hat{K}(r)$ " quede fuera del intervalo de confianza establecido en la simulación.

La "función K" de Ripley puede expresarse en términos de otra función ampliamente utilizada, la función de correlación de pares o "pair correlation function" (Stoyan & Stoyan, 1994):

$$g(r) = \frac{K'(r)}{2 \cdot \pi \cdot r} \quad [3.47]$$

siendo " $\hat{K}(r)$ " la derivada de la "función K". Por tanto, esta función se corresponde con la probabilidad de observar un par de puntos (árboles) separados por una distancia "r" dividida por la probabilidad que corresponde a un patrón de Poisson. Un valor igual a "1" correspondería a un patrón aleatorio, valores de "g(r)" mayores que "1" indican agrupamiento, mientras que valores de "g(r)" menores que "1" indican algún tipo de inhibición o competencia (Stoyan & Penttinen, 2000).

Una transformación de la "función K" que se emplea con frecuencia en el estudio de los patrones espaciales es la función " $L(r) = (K(r)/\pi)^{1/2}$ ", que además de tener una varianza constante (Ripley, 1979), permite una interpretación más cómoda de la comparación con el valor teórico puesto que para un patrón aleatorio " $L(r)=r$ " y por lo tanto puede testarse si " $L(r)-r=0$ " a cada distancia "r". Los valores críticos de " $L(r)-r$ " se calculan también con simulación Monte Carlo.

Otras funciones que se han empleado para describir y testar patrones espaciales está basado en la distribución de distancias entre puntos que existiría en un patrón de Poisson. Las más empleadas son la función "G(r)" que, en el ámbito forestal mediría la distribución de distancias desde un árbol cualquiera hasta su vecino más próximo y la función "F(r)" que mediría la distribución de distancias desde los árboles hasta un punto fijo del terreno sin árbol (Diggle, 1979; 2003).

Estas funciones han sido ampliamente empleadas para analizar patrones espaciales en el ámbito forestal (por ejemplo, Penttinen *et al.*, 1992; Gavrikov & Stoyan, 1995; Batista & Maguire, 1998; Pelissier, 1998; Camarero *et al.*, 2000; Nanos *et al.*, 2001; Youngblood *et al.*, 2004; Shaw *et al.*, 2005). Una recopilación detallada de la modelización de la dinámica forestal desde el punto de vista de los procesos espaciales puede verse en la revisión de Comas & Mateu (2007).

En esta tesis se han empleado la "función K " de Ripley y la función de correlación de pares para la caracterización de las distribuciones espaciales de los árboles en las parcelas analizadas.

3.15.2. Análisis de la distribución espacial de los árboles por categorías

En muchas ocasiones los puntos de un patrón espacial llevan asociada una información adicional a las coordenadas (x,y) y que hace que no todos los puntos sean idénticos al analizar la estructura espacial. En el caso de esta tesis se da esa circunstancia, de modo que cada árbol o elemento del patrón de puntos lleva asociado a sus coordenadas una serie de variables adicionales que se denominan "marcas", y al patrón espacial que lleva marcas asociadas se le denomina "patrón marcado". Las marcas pueden ser discretas o continuas y los estadísticos empleados para su análisis son diferentes en un caso y en otro. Las marcas asociadas que se van a analizar son:

1. El interés comercial de la especie para la producción de madera, distinguiendo dos categorías discretas: no comercial y comercial (*Aniba* sp.; *Apeiba aspera*; *Calophyllum brasiliense*; *Calycophyllum spruceanum*; *Cedrela odorata*; *Ceiba pentandra*; *Ceiba samauma*; *Endlicheria formosa*; *Endlicheria verticillata*; *Genipa americana*; *Guarea macrophylla*; *Guatteria* sp.; *Guazuma crinita*; *Hura crepitans*; *Maquira coriacea*; *Minquartia guianensis*; *Ocotea cernua*; *Oxandra spaherocarpa*; *Terminalia oblonga*; *Virola pavonis*; *Virola elongata* y *Unonopsis floribunda*). No se ha considerado realizar un mayor número de categorías en función de las especies debido a la dificultad que supone el trabajar con un número de pares de combinaciones elevado y a la inexistencia de herramientas estadísticas adecuadas para el tratamiento de esta información (Comas & Mateu, 2007).
2. El paso a fustal entre inventarios para los dos grupos de especies que se han diferenciado en función de su interés comercial, distinguiendo dos categorías discretas (inventariado y paso a fustal) que se combinan con las dos categorías de especies por su interés comercial (no comercial y comercial). Este análisis se ha llevado a cabo en las 4 subparcelas de 16x16 metros instaladas en cada una de las parcelas de restinga alta y restinga baja, puesto que sólo en estas subparcelas se tomaron datos de paso a fustal en el año 1997. Para este análisis se entiende como paso a fustal el conjunto de individuos que fueron inventariados en 1997 y que no lo habían sido en 1993, bien por no alcanzar el diámetro mínimo inventariable o bien por no existir aún.
3. El diámetro del árbol, que es una marca continua.

Cuando los patrones de puntos son marcados, el análisis puede extenderse más allá de la caracterización del patrón global o de los patrones de cada tipo de marca para intentar responder a la pregunta de si existe dependencia entre los diferentes tipos (marcas) del patrón observado.

Para analizar esa posible dependencia o interacción entre dos categorías discretas "i" y "j" se han empleado la función " K -cruzada" (K-cross, en ocasiones denominada también K bivariada) y la función de correlación de pares cruzada " $g_{ij}(r)$ ".

Si " λ_j " es la intensidad del patrón de la categoría " j ", el producto " $\lambda_j \cdot K_{jj}(r)$ ", donde " $K_{jj}(r)$ " es la función " K -cruzada", estima el número medio de árboles de la categoría " j " que están dentro de un radio " r " alrededor de cualquier árbol de la categoría " j ". Los estimadores de " $K_{jj}(r)$ ", así como los mecanismos para corregir el efecto borde son muy similares a los de " $K(r)$ " (ver por ejemplo, Diggle, 2003; Dixon, 2002).

La función de correlación de pares cruzada, se obtiene como:

$$g_{ij}(r) = \frac{K'_{ij}(r)}{2 \cdot \pi \cdot r} \quad [3.48]$$

siendo " $K'_{ij}(r)$ " la derivada de la función " $K_{ij}(r)$ ". La interpretación de estas dos funciones es parecida, aunque no igual que en el caso de patrones no marcados. Suponiendo que los patrones de las categorías " i " y " j " son independientes, en términos de probabilidad, entonces, en un proceso de Poisson la función " K -cruzada" sería igual a " $\pi \cdot r^2$ " y " $g_{ij}(r)$ " sería igual a " 1 ". Por lo tanto, valores de la " K -cruzada" mayores que " $\pi \cdot r^2$ " y valores de " $g_{ij}(r)$ " mayores que " 1 " indican atracción entre los dos procesos a la distancia " r " y valores menores que " 0 " y menores que " 1 ", respectivamente, indican inhibición.

Cuando las marcas son variables continuas (por ejemplo, los diámetros) el estadístico que se ha empleado es la función de correlación de marcas " $k_{mm}(r)$ " "mark correlation function" cuya expresión es la siguiente (Stoyan & Stoyan 1994):

$$K_{mm}(r) = \frac{E[m_1 \cdot m_2]}{E[m]^2} \quad [3.49]$$

donde " m_1 " es el valor de la marca (diámetro) en un punto (árbol) origen y " m_2 " el valor de la marca en cualquier otro árbol situado a la distancia " r " (Stoyan & Penttinen 2000):

En el caso de marcas independientes, " $k_{mm}(r)=1$ " para todas las distancias " r "; valores menores de " 1 " indican que la correlación es menor que la media a esas distancias y valores mayores que " 1 " indican lo contrario. En este caso se espera encontrar valores de " $k_{mm}(r)<1$ " para valores de " r " pequeños y valores oscilando alrededor de " 1 " para " r " grandes (Stoyan & Penttinen, 2000).

El cálculo de todos los estadísticos descritos en este apartado se ha realizado con el programa R (R core team, 2005) empleando el paquete statspat (Baddeley & Turner, 2005).

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Caracterización de las distribuciones diamétricas

4.1.1. Valores de los parámetros de la función de Weibull biparamétrica

En la tabla siguiente se muestran los valores de los parámetros de escala " b " y de forma " c " estimados con el método de los momentos al resolver el sistema constituido por las ecuaciones [3.33] y [3.40] en función del valor asignado previamente a la constante " k " (valor de 0, valor propuesto por Zanakis, valor del diámetro mínimo y valor de la mitad del diámetro mínimo). Estos valores se clasifican por tipo de bosque (Restinga alta, Restinga baja y Tahuampa) y por tratamiento de clara, mostrando el valor medio para todos los inventarios (con la excepción del año 1998, por ser un inventario dirigido sólo a las especies de interés maderable), el máximo, el mínimo y la desviación típica (σ).

Tabla 4.1. Parámetros de escala "b" y de forma "c" estimados con el método de los momentos.

Bosque	Clara	Valor k	Parámetro b				Parámetro c			
			Media	Máx.	Min.	σ	Media	Máx.	Min.	σ
Restinga Alta	Control	$k = 0$	20,0652	21,1418	18,9326	0,7064	1,3435	1,6012	1,2716	0,1160
		$k = d_{min}$	8,1305	9,1430	7,3984	0,5981	0,7274	0,7882	0,6949	0,0303
		$k = d_{min/2}$	14,2931	15,3214	13,4545	0,6233	1,0220	1,1763	0,9705	0,0699
		$k_{Zanakis}$	8,1306	9,1431	7,3986	0,5981	0,7274	0,7882	0,6949	0,0303
	Fuerte	$k = 0$	18,2047	19,1471	17,4109	0,6213	1,2635	1,3042	1,2262	0,0283
		$k = d_{min}$	6,1398	7,1075	5,3203	0,6423	0,6475	0,6825	0,6146	0,0257
		$k = d_{min/2}$	12,3128	13,2952	11,4731	0,6550	0,9401	0,9702	0,9081	0,0266
		$k_{Zanakis}$	6,1398	7,1076	5,3204	0,6423	0,6475	0,6825	0,6146	0,0257
	Moderado	$k = 0$	18,2385	19,6783	17,0747	0,9121	1,4785	1,6371	1,2683	0,1082
		$k = d_{min}$	6,5955	7,9739	5,5831	0,8579	0,7231	0,7711	0,6669	0,0365
		$k = d_{min/2}$	12,6645	14,0803	11,6707	0,8727	1,0824	1,1605	0,9533	0,0646
		$k_{Zanakis}$	6,5958	7,9741	5,5832	0,8579	0,7231	0,7711	0,6670	0,0365
Restinga Baja	Control	$k = 0$	17,8224	19,0852	16,7403	0,8240	1,5761	1,6365	1,4583	0,0605
		$k = d_{min}$	6,9048	7,7670	5,5169	0,7941	0,7778	0,8403	0,7178	0,0463
		$k = d_{min/2}$	12,6278	13,7146	11,4127	0,7668	1,1586	1,2085	1,0762	0,0498
		$k_{Zanakis}$	6,9086	7,7676	5,5183	0,7964	0,7780	0,8416	0,7179	0,0466
	Fuerte	$k = 0$	19,3740	20,5591	18,5539	0,7867	1,3951	1,4049	1,3844	0,0070
		$k = d_{min}$	7,4809	8,5795	6,6548	0,7676	0,7257	0,7563	0,6993	0,0213
		$k = d_{min/2}$	13,6498	14,7942	12,8226	0,7765	1,0450	1,0628	1,0274	0,0113
		$k_{Zanakis}$	7,4811	8,5796	6,6549	0,7676	0,7257	0,7563	0,6993	0,0213
	Moderado	$k = 0$	18,8194	20,2841	17,8095	0,9478	1,6057	1,8668	1,4155	0,1828
		$k = d_{min}$	7,8354	9,5454	6,6294	1,1303	0,8212	0,9606	0,7298	0,0987
		$k = d_{min/2}$	13,5812	15,1942	12,4672	1,0595	1,1969	1,3946	1,0569	0,1406
		$k_{Zanakis}$	7,8373	9,5480	6,6309	1,1305	0,8213	0,9607	0,7299	0,0987
Tahuampa	Control	$k = 0$	22,0465	22,9951	21,4273	0,5369	1,5519	1,5711	1,5347	0,0115
		$k = d_{min}$	11,0007	11,8448	10,4026	0,4774	0,8928	0,9117	0,8750	0,0145
		$k = d_{min/2}$	16,7567	17,6496	16,2463	0,4946	1,2110	1,2301	1,1980	0,0117
		$k_{Zanakis}$	11,0026	11,8454	10,4033	0,4771	0,8928	0,9117	0,8751	0,0145
	Fuerte	$k = 0$	21,7210	22,3610	21,1746	0,4116	1,4466	1,4737	1,4217	0,0179
		$k = d_{min}$	9,9950	10,5101	9,4613	0,3852	0,8141	0,8289	0,7981	0,0113
		$k = d_{min/2}$	16,0897	16,6638	15,5536	0,3951	1,1183	1,1391	1,1047	0,0130
		$k_{Zanakis}$	9,9951	10,5102	9,4615	0,3852	0,8141	0,8289	0,7981	0,0113
	Moderado	$k = 0$	21,1934	22,6539	20,3063	0,8450	1,6010	1,6898	1,4937	0,0664
		$k = d_{min}$	9,8420	11,0348	8,8607	0,8277	0,8703	0,9285	0,8200	0,0362
		$k = d_{min/2}$	15,7788	17,1191	14,8604	0,8263	1,2218	1,2957	1,1637	0,0480
		$k_{Zanakis}$	9,8423	11,0349	8,8608	0,8277	0,8703	0,9285	0,8200	0,0362

Como se observa en la tabla anterior, hay una gran diferencia entre los valores de un mismo parámetro en función del método empleado para asignarle un valor a la constante " k ", con la excepción de los valores obtenidos cuando se emplea el diámetro mínimo y cuando se emplea el estimador de Zanakís (1979), por ser este último muy cercano al diámetro mínimo.

Se ha realizado un análisis de varianza múltiple (Manova) para determinar la influencia que tienen el tipo de bosque y el tratamiento de claras sobre los valores de los parámetros "*b*" y "*c*" conjuntamente para cada método de asignación de un valor a la constante "*k*". En este caso el tipo de bosque y el tratamiento son factores fijos, con tres niveles cada uno y no se ha tenido en cuenta la interacción entre ellos, al haber sólo una parcela de cada interacción. No se ha considerado la parcela como factor y se ha empleado como valor de los parámetros la media obtenida en las tres parcelas de cada bosque. Por último, como existen varias mediciones para cada parcela se ha añadido como factor el año de medición (tiempo).

Los resultados de este análisis aparecen en la tabla siguiente para cada método de asignación de un valor a la constante "*k*".

Tabla 4.2. Análisis de varianza múltiple (MANOVA) para determinar la influencia que tienen el tipo de bosque y el tratamiento de claras sobre los valores de los parámetros "*b*" y "*c*" conjuntamente para cada método de asignación de un valor a la constante "*k*".

Valor K	Probabilidad asociada al Test de Hotelling-Lawley (hipótesis nula: factor no afecta)		
	Tipo de Bosque	Tratamiento	Tiempo
$k = 0$	<0,0001	<0,0001	<0,0001
$k_{Zanakis}$	<0,0001	<0,0001	<0,0001
$k = d_{min}$	<0,0001	<0,0001	<0,0001
$k = d_{min/2}$	<0,0001	<0,0001	<0,0001

Los resultados de la tabla anterior muestran que todos los factores analizados tienen influencia en los valores conjuntos de los parámetros "*b*" y "*c*" para todos los métodos de asignación de un valor a la constante "*k*", indicando claras diferencias en las distribuciones diamétricas en función del tipo de bosque y del tratamiento de claras realizado para cada año muestreado. Con el objetivo de analizar con más detalle lo que ocurre con cada parámetro por separado se han realizado dos nuevos análisis de varianza univariantes en los que la variable dependiente ha sido el parámetro "*b*" y el parámetro "*c*", respectivamente. Nuevamente se han considerado como factores fijos el tipo de bosque y el tratamiento, se ha incluido como factor el año de medición (tiempo) y, dada la fuerte correlación entre ambos parámetros ("*b*" y "*c*"), se ha incluido como covariable en cada caso el valor del otro parámetro. La comparación de medias se ha realizado mediante el test de Duncan.

Los resultados de estos análisis para los valores del parámetro "*b*" son similares para todos los métodos de asignación del valor de la constante "*k*" y han mostrado que existen diferencias significativas ($\alpha=5\%$) entre Tahuampa y las dos Restingas (entre ellas no hay diferencias significativas), siendo los valores de la primera mayores que los de las otras dos. El parámetro "*b*" está relacionado con el valor medio de la distribución, en este caso el diámetro medio, y el mayor valor en el caso de la Tahuampa se puede deber a que el diámetro medio es algo mayor en este tipo de bosque como consecuencia de una menor presión maderera sobre los árboles más gruesos. También se observan diferencias significativas entre el tratamiento control y los otros dos

(entre ellos no hay diferencias significativas), con valores ligeramente más altos en el primero debido probablemente al efecto de la extracción de árboles gruesos en las claras realizadas en los otros dos tratamientos.

En cuanto al parámetro "c", los resultados también son similares para todos los métodos de asignación del valor de la constante "k" y, se han observado diferencias significativas entre los tres tipos de bosques y de la clara fuerte con respecto a los otros dos tratamientos, que muestran medias sin diferencias significativas. Los mayores valores por tipo de bosque corresponden a la tahuampa, seguida de la restinga baja y, por último la restinga alta y, por tratamiento, la clara fuerte muestra los menores valores. El valor del parámetro "c" está fuertemente correlacionado con el valor del parámetro "b" por lo que su análisis aislado no es sencillo, sin embargo, la reducción del valor del parámetro en la clara fuerte puede ser debida a la reducción del diámetro medio como consecuencia de la extracción de árboles de las clases diamétricas superiores que también supone una reducción del parámetro "b". Habitualmente, las claras en masas regulares provocan un aumento del valor del parámetro "c" (ver por ejemplo, Bailey *et al.*, 1980; Álvarez González *et al.*, 2002), pero esas claras no afectan a las clases diamétricas superiores, lo contrario de lo que ocurre en este caso.

4.1.2. Análisis de la mejor metodología para asignar el valor a la constante k

La selección de la metodología más adecuada para asignar el valor a la constante "k" de la función de Weibull biparamétrica, ajustada a los datos de los inventarios realizados en las 9 parcelas permanentes de estudio, se ha basado en el análisis de los estadísticos de bondad del ajuste, así como en la comparación de la evolución del sesgo y de la raíz del error medio cuadrático por clase diamétrica.

Las tablas siguientes recogen los estadísticos de bondad del ajuste correspondientes a los valores promedio de sesgo (\bar{E}), error medio absoluto (EMA), raíz del error medio cuadrático (REMC) y diferencia entre colas (DIF_{COLAS}) para cada una de las metodologías analizadas. Los estadísticos se han calculado empleando las 9 distribuciones diamétricas de cada año inventariado y empleando las frecuencias relativas para homogeneizar la información.

Tabla 4.3. Estadísticos de bondad del ajuste de la función Weibull biparamétrica ajustada por el método de los momentos y referidos al inventario de 1993.

Función	Valor K	\bar{E}	EMA	REMC	Dif. colas
Weibull Biparamétrica Método momentos	$k = 0$	1,24E ⁻⁷	0,0056	0,0215	0,00001
	$k_{Zanakis}$	7,67E ⁻⁶	0,0025	0,0088	0,00092
	$k = d_{min}$	7,67E ⁻⁶	0,0025	0,0088	0,00092
	$k = d_{min/2}$	1,31E ⁻⁶	0,0049	0,0194	0,00016

Tabla 4.4. Estadísticos de bondad del ajuste de la función Weibull biparamétrica ajustada por el método de los momentos y referidos al inventario de 1994.

Función	Valor K	\bar{E}	EMA	REMC	Dif. colas
Weibull Biparamétrica Método momentos	$k = 0$	8,40E ⁻⁸	0,0063	0,0241	9,56E ⁻⁶
	$k_{Zanakis}$	6,99E ⁻⁶	0,0027	0,0081	0,00079
	$k = d_{min}$	6,99E ⁻⁶	0,0027	0,0081	0,00080
	$k = d_{min/2}$	9,99E ⁻⁷	0,0055	0,0218	0,00011

Tabla 4.5. Estadísticos de bondad del ajuste de la función Weibull biparamétrica ajustada por el método de los momentos y referidos al inventario de 1995.

Función	Valor K	\bar{E}	EMA	REMC	Dif. colas
Weibull Biparamétrica Método momentos	$k = 0$	1,66E ⁻⁷	0,0062	0,0228	0,00002
	$k_{Zanakis}$	8,80E ⁻⁶	0,0026	0,0093	0,00097
	$k = d_{min}$	8,80E ⁻⁶	0,0027	0,0093	0,00097
	$k = d_{min/2}$	1,53E ⁻⁶	0,0054	0,0207	0,00017

Tabla 4.6. Estadísticos de bondad del ajuste de la función Weibull biparamétrica ajustada por el método de los momentos y referidos al inventario de 1997.

Función	Valor K	\bar{E}	EMA	REMC	Dif. colas
Weibull Biparamétrica Método momentos	$k = 0$	2,37E ⁻⁷	0,0061	0,0234	0,00003
	$k_{Zanakis}$	8,28E ⁻⁶	0,0030	0,0101	0,00095
	$k = d_{min}$	8,28E ⁻⁶	0,0030	0,0102	0,00096
	$k = d_{min/2}$	1,69E ⁻⁶	0,0053	0,0212	0,00020

Tabla 4.7. Estadísticos de bondad del ajuste de la función Weibull biparamétrica ajustada por el método de los momentos y referidos al inventario de 1998.

Función	Valor K	\bar{E}	EMA	REMC	Dif. colas
Weibull Biparamétrica Método momentos	$k = 0$	0,0001	0,0112	0,0287	0,0093
	$k_{Zanakis}$	0,0001	0,0075	0,0141	0,0146
	$k = d_{min}$	0,0001	0,0075	0,0142	0,0146
	$k = d_{min/2}$	0,0001	0,0104	0,0257	0,0121

Nota: En este año sólo se inventariaron los pies de las especies de interés maderable.

Tabla 4.8. Estadísticos de bondad del ajuste de la función Weibull biparamétrica ajustada por el método de los momentos y referidos al inventario de 1999.

Función	Valor K	\bar{E}	EMA	REMC	Dif. colas
Weibull Biparamétrica Método momentos	$k = 0$	2,90E ⁻⁷	0,0066	0,0242	0,00003
	$k_{Zanakis}$	8,89E ⁻⁶	0,0027	0,0073	0,00096
	$k = d_{min}$	8,88E ⁻⁶	0,0027	0,0073	0,00096
	$k = d_{min/2}$	1,89E ⁻⁶	0,0057	0,0215	0,00021

Tabla 4.9. Estadísticos de bondad del ajuste de la función Weibull biparamétrica ajustada por el método de los momentos y referidos al inventario de 2001.

Función	Valor K	\bar{E}	EMA	REMC	Dif. colas
Weibull Biparamétrica Método momentos	$k = 0$	$1,36E^{-7}$	0,0065	0,0241	0,00002
	$k_{Zanakis}$	$3,80E^{-4}$	0,0025	0,0064	0,00076
	$k = d_{min}$	$3,80E^{-4}$	0,0025	0,0064	0,00076
	$k = d_{min/2}$	$1,17E^{-6}$	0,0056	0,0214	0,00013

Los mejores resultados de los estadísticos raíz del error medio cuadrático (REMC) y error medio absoluto (EMA) se obtienen, para todos los inventarios, cuando se asigna a la constante " k " el valor propuesto por Zanakís o el diámetro mínimo, que como ya se comentó anteriormente, son valores muy similares. La asignación de valores inferiores (cero o la mitad del diámetro mínimo) provoca un aumento del error, aunque, el ajuste de la función de distribución en el extremo superior es ligeramente mejor (diferencia de colas más baja).

Con el propósito de detectar la presencia de algún tipo de patrón sistemático se ha analizado el comportamiento de cada una de las metodologías de asignación de valor a la constante " k " mediante gráficos que representan la evolución del sesgo y de la raíz del error medio cuadrático en la predicción de diámetros por clases diamétricas, y que se muestran en las siguientes páginas para cada inventario realizado, con la excepción de 1998 por los motivos antes mencionados de restricción a las especies de interés maderable. Para el cálculo de los dos estadísticos se han empleado las frecuencias relativas y se han homogeneizado los datos de las 9 distribuciones diamétricas de cada año inventariado.

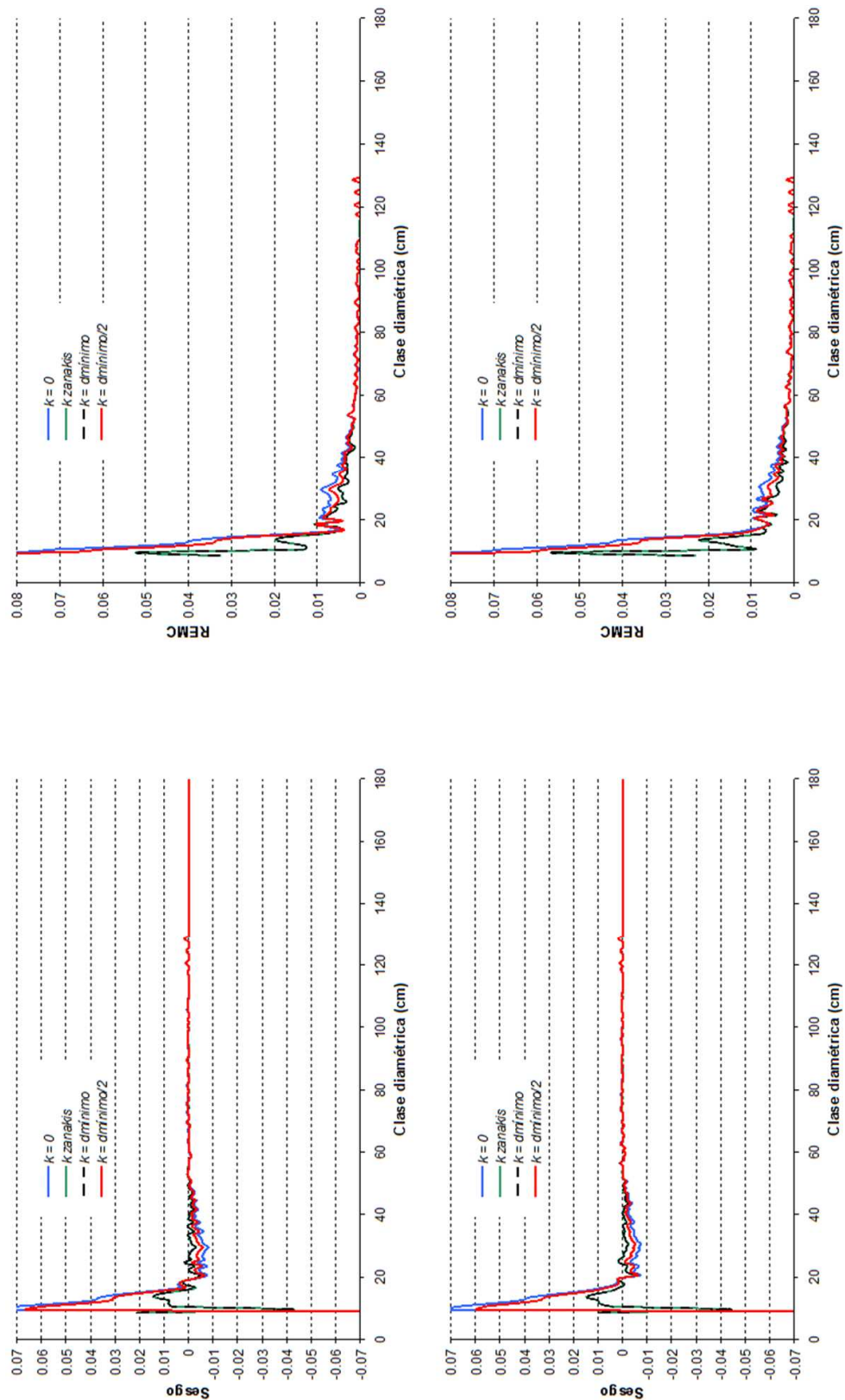


Figura 4.1. Sesgo y raíz del error medio cuadrático por clases diamétricas de la función de Weibull ajustada. Izquierda año 1993, derecha año 1994.

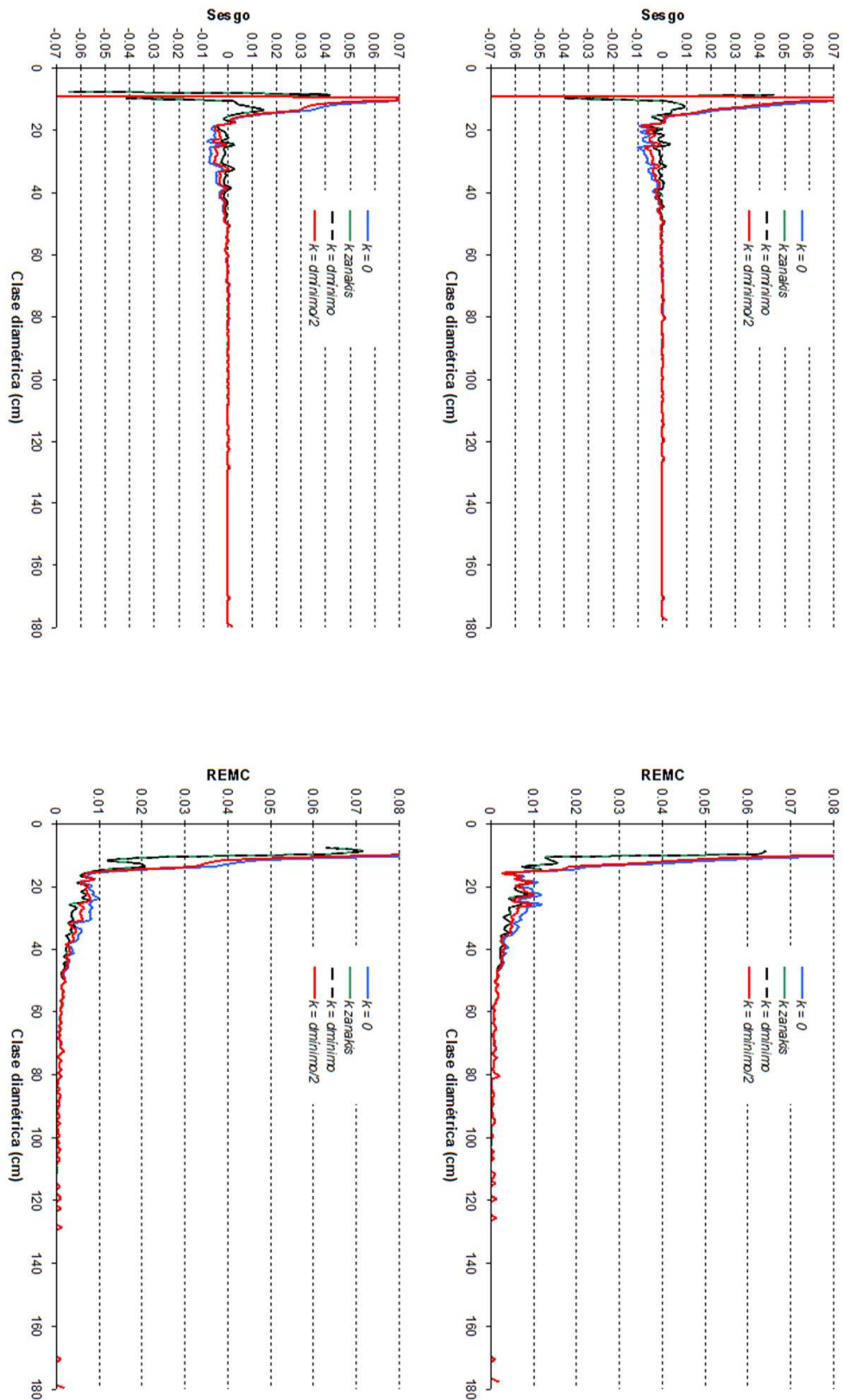


Figura 4.2. Sesgo y raíz del error medio cuadrático por clases diamétricas de la función de Weibull ajustada. Derecha año 1995, izquierda año 1997.

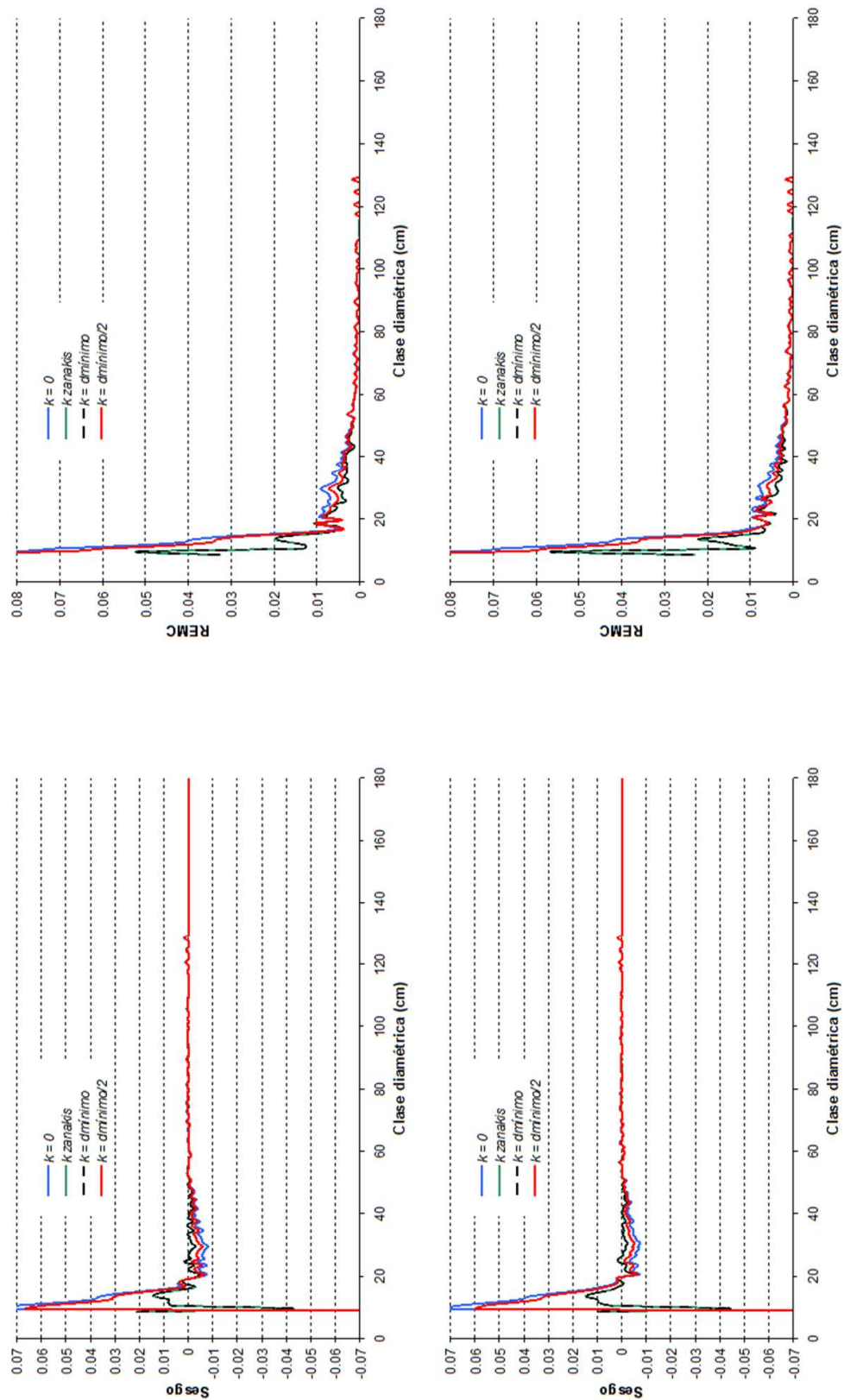


Figura 4.3. Sesgo y raíz del error medio cuadrático por clases diamétricas de la función de Weibull ajustada. Izquierda año 1999, derecha año 2001.

A la vista de las figuras anteriores de evolución del sesgo y la raíz del error medio, las metodologías más exactas son aquellas que le asignan a la constante " k " el valor del diámetro mínimo y el valor propuesto por Zanakis, aumentando el sesgo y disminuyendo la exactitud cuando se emplean valores menores de " k " (cero o la mitad del diámetro mínimo), sobre todo en las clases diamétricas inferiores. Estos resultados son los que cabía esperar puesto que, las distribuciones observadas están truncadas por la izquierda al haber considerado un diámetro mínimo inventariable (no hay observaciones por debajo de 10 cm). Cuando se le asigna a la " k " un valor de cero, la función de distribución estima número de pies para todas las clases diamétricas desde cero, por lo que los errores en las primeras clases son importantes. Lo mismo ocurre cuando se asigna a la constante " k " un valor igual a la mitad del diámetro mínimo. Si el diámetro mínimo inventariable fuese menor, los errores para las asignaciones de " k " igual a cero y a la mitad del diámetro mínimo se reducirían y probablemente no habría grandes diferencias con las otras metodologías (ver, por ejemplo, Maltamo *et al.*, 1995 o Gorgoso Varela, 2003).

A partir de los resultados obtenidos, se considera que la función de Weibull biparamétrica puede caracterizar las distribuciones diamétricas del tipo de bosques analizados, sobre todo cuando el valor de la constante " k " se asimila al diámetro mínimo inventariable.

Para poder estimar las distribuciones diamétricas futuras de estos tipos de bosques se puede emplear el método de los momentos ya comentado. Para su aplicación sería necesario conocer el diámetro medio y el diámetro medio cuadrático de rodal en el futuro. En el caso de que, a partir de nuevos inventarios y un mayor número de parcelas de muestreo, se desarrolle para este tipo de bosques un modelo de rodal, el diámetro medio cuadrático suele ser una de las variables que se estiman, bien directamente o bien a partir de los valores de densidad y área basimétrica, por lo que sólo sería necesario ajustar una ecuación que permita predecir el diámetro medio en función del diámetro medio cuadrático (Diéguez-Aranda *et al.*, 2009). Si, a partir de esos nuevos datos, se desarrolla un modelo de árbol individual para este tipo de bosques, ya no sería necesario emplear ninguna función de densidad puesto que se podría estimar el crecimiento de cada árbol (ecuación de incremento en diámetro), su supervivencia (ecuación de mortalidad) y las incorporaciones a la clase diamétrica inferior (ecuación de incorporación) con las relaciones propias de los modelos de árbol individual.

4.2. Caracterización de la estructura espacial de las parcelas

4.2.1. Análisis del patrón espacial en función del interés comercial de la especie

En primer lugar se realizó un estudio de las propiedades de segundo orden del proceso puntual analizado (distribución de los árboles) para cada parcela y para cada uno de los años en los que se realizó un inventario. Este estudio se llevó a cabo distinguiendo las especies con interés comercial de aquellas que no lo tienen. Para ello, inicialmente se obtuvieron los valores de la "función K " y de la función de correlación de pares ($g(r)$) para la distribución conjunta (funciones cruzadas) y, posteriormente, se analizaron los valores de las mismas funciones para cada categoría por separado. Para la construcción de los intervalos de confianza al 95% de las funciones se realizaron 100 simulaciones de patrones de Poisson homogéneos con la misma intensidad y en un área del mismo tamaño que el patrón observado.

En todos los casos se observó que el patrón observado se asemejaba bastante al patrón aleatorio, independientemente del tipo de bosque (restinga alta, restinga baja y tahuampa), del tratamiento realizado y del tiempo transcurrido desde dicho tratamiento. En la figura 4.4 se muestran, como ejemplo, los resultados obtenidos para la parcela número 1 en el último año de inventario (2001) al analizar las dos categorías de especies con las "funciones K " y " $g(r)$ " cruzadas. Para ambos estadísticos se puede ver que el patrón observado se encuentra dentro de los límites de confianza obtenidos en la simulación para cualquier distancia dentro de la parcela.

En las figuras 4.5 y 4.6 se muestran, como ejemplo, los valores de la "función K de Ripley" y de la función de correlación de pares " $g(r)$ " para la misma parcela y año de inventario pero considerando únicamente los patrones espaciales de los árboles de las especies sin interés comercial y con interés comercial, respectivamente. De nuevo se aprecia como el patrón observado queda dentro de los límites de la simulación para un patrón aleatorio.

Estos resultados son coherentes con el hecho de tratarse de bosques naturales que tienden a este tipo de patrones espaciales. Sin embargo, cabe destacar el hecho de que las cortas realizadas en algunas de las parcelas no afectan al patrón espacial, espacialmente en los inventarios inmediatamente posteriores al tratamiento. La razón podría estar en la metodología seguida para la elección de los árboles a extraer y que se basó en una distribución aleatoria en toda la superficie de la parcela y sin criterios excluyentes por especie.

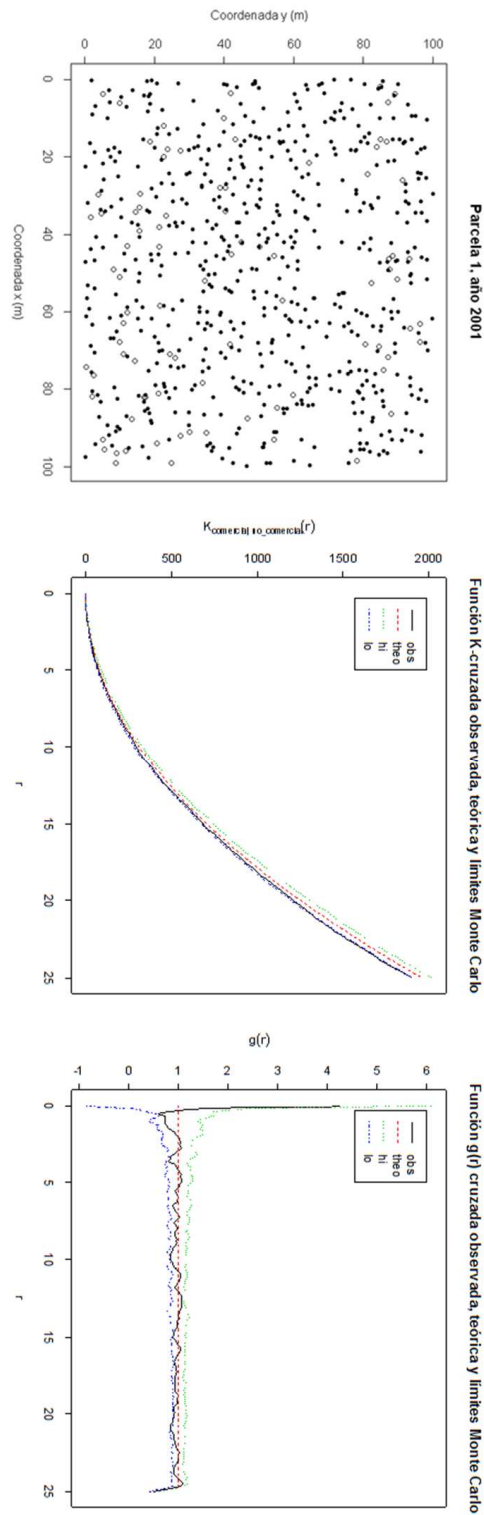


Figura 4.4. Arriba: Representación gráfica de las posiciones de los árboles de la parcela 1 inventariados en el año 2001. Los círculos negros indican las especies sin interés comercial y las circunferencias las especies con interés comercial. Centro: Valor de la "función K-cruzada" (comercial-no_comercial). Abajo: Valor de la función de correlación de pares "g(r)" cruzada. En negro el valor observado, en rojo discontinuo el valor teórico y en verde y azul discontinuo los límites superior e inferior obtenidos con 100 simulaciones de patrones CSR de la misma intensidad, respectivamente.

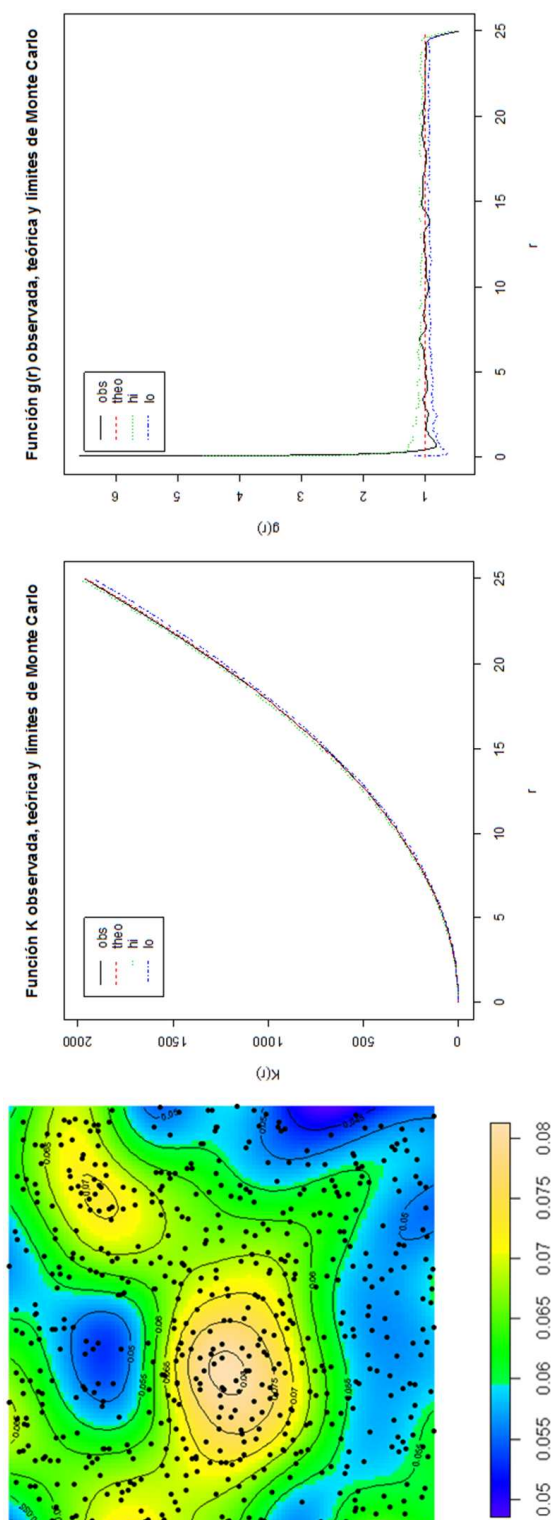


Figura 4.5. Abajo: Distribución de la densidad de árboles en individuos/m² para los árboles sin interés comercial inventariados en el año 2001 en la parcela 1. Centro: Valores de la "función K". Arriba: Valores de la función de correlación de pares " $g(r)$ ". En negro los valores observados, en rojo los teóricos y en verde y azul los límites superior e inferior, respectivamente, obtenidos con 100 simulaciones de patrones CSR de la misma intensidad.

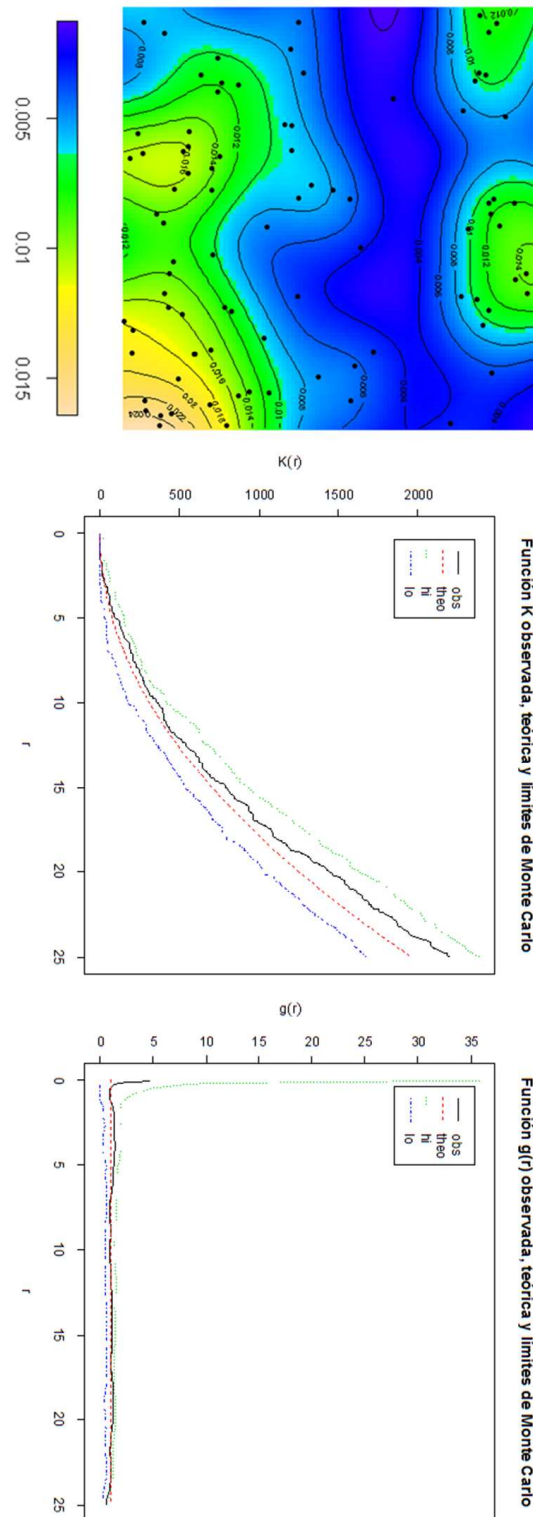


Figura 4.6. Arriba: Distribución de la densidad de árboles en individuos/m² para los árboles con interés comercial inventariados en el año 2001 en la parcela 1. Centro: Valores de la "función K" (centro). Abajo: Valores de la función de correlación de pares "g(r)". En negro los valores observados, en rojo los teóricos y en verde y azul los límites superior e inferior, respectivamente, obtenidos con 100 simulaciones de patrones CSR de la misma intensidad.

4.2.2. Análisis del patrón espacial del paso a fustal

En las tablas siguientes se muestran las frecuencias relativas (en %) de los árboles inventariados y del paso a fustal observadas en las subparcelas de 16x16 metros que se inventariaron con este fin en el año 1997 en las parcelas de restinga alta y restinga baja. Las frecuencias se agrupan por el tipo de tratamiento (clara) realizado (control, moderado y fuerte) y por el tipo de especie según su interés comercial.

Tabla 4.10. Frecuencias relativas (en %) de los árboles inventariados y del paso a fustal observadas en las subparcelas de 16x16 metros que se inventariaron con este fin en el año 1997 en las parcelas de restinga alta.

Tratamiento	Restinga Alta – Frecuencias relativas (%)			
	No comercial		Comercial	
	Inventariado	Paso a fustal	Inventariado	Paso a fustal
Control	87,83	4,56	6,84	0,76
Moderado	75,90	14,63	8,75	0,72
Fuerte	66,97	16,06	13,50	3,47
Total	76,68	12,08	9,66	1,58

Tabla 4.11. Frecuencias relativas (en %) de los árboles inventariados y del paso a fustal observadas en las subparcelas de 16x16 metros que se inventariaron con este fin en el año 1997 en las parcelas de restinga baja.

Tratamiento	Restinga Baja – Frecuencias relativas (%)			
	No comercial		Comercial	
	Inventariado	Paso a fustal	Inventariado	Paso a fustal
Control	70,16	25,11	4,30	0,43
Moderado	71,88	24,36	3,37	0,40
Fuerte	80,48	17,30	2,01	0,20
Total	73,69	22,60	3,35	0,35

A la vista de los datos de la tabla anterior se observa que, para un mismo tipo de bosque y para la misma categoría de especie, existen diferencias en los porcentajes de paso a fustal dependiendo del tratamiento realizado. En la tabla siguiente se muestran el porcentaje anual (considerando una tasa constante para los cuatro años transcurridos entre inventarios) que supone el paso a fustal sobre el total de árboles para cada tipo de bosque, categoría de especie y tratamiento.

Tabla 4.12. Porcentaje anual que supone el paso a fustal sobre el total de árboles para cada tipo de bosque, categoría de especie y tratamiento.

Tratamiento	Paso a fustal (%)					
	Restinga Alta			Restinga Baja		
	No comercial	Comercial	Total	No comercial	Comercial	Total
Control	1,23	2,50	1,33	6,59	2,27	6,38
Moderado	4,04	1,89	3,84	6,33	2,63	6,19
Fuerte	4,84	5,11	4,88	4,42	2,27	4,38

Los porcentajes anuales de paso a fustal sin distinguir por categoría de especie varían entre 1,33 y 6,38% con un valor medio del 4,55%. Este valor medio es superior al rango observado por otros autores en bosques húmedos neotropicales de selva baja amazónica y que varía entre un 0,91% para bosques en Manaos, Brasil (Rankin-de-Méróna *et al.*, 1990) y el 3,12% observado en un bosque de Cuyabeño, Ecuador (Korning & Balslev, 1994). La mayoría de estos estudios está centrada en bosques no inundables, aunque también se cuenta con datos de algunas zonas inundables con porcentajes que varían entre 0,94% y 2,83%, pero se trata de zonas inundables con características diferentes a las de las parcelas aquí analizadas, bien por estar en altura o por no tener unos ciclos de inundación estables (Phillips *et al.*, 1994; Phillips & Gentry, 1994; Gentry & Terborgh, 1990).

Los porcentajes de la tabla muestran de nuevo las diferencias entre tratamientos para un mismo tipo de bosque y categoría de especies, pero además se observan también diferencias entre categorías para un mismo tipo de bosque y tratamiento y también entre tipos de bosques a igualdad de los restantes factores. Para analizar estadísticamente estas diferencias entre porcentajes se ha empleado una generalización del test de Cochran-Mantel-Haenszel (Landis *et al.*, 1978). Este test mide el grado de asociación o relación entre un factor y una variable dependiente en función de los grupos existentes de otros factores. Para el caso de los datos aquí analizados, la variable dependiente es el tipo de árbol, con dos categorías: árbol inventariado y paso a fustal. La primera categoría corresponde a los árboles inventariados en 1997 y que ya fueron inventariados en 1993 y la segunda se aplica a los árboles que se inventarían por primera vez en 1997. Los factores a tener en cuenta son tres: tipo de bosque (restinga alta y restinga baja), categoría de especie (comercial y no comercial) y tratamiento (control, moderado y fuerte). Por tanto, al haber tres factores el test se ha realizado tres veces, para ver el grado de asociación entre el tipo de árbol y cada factor en función de los grupos existentes de los otros dos factores: (i) "tipo de árbol vs tipo de bosque" para cada combinación de categoría de especie y tratamiento; (ii) "tipo de árbol vs categoría" de especie para cada combinación de tipo de bosque y tratamiento y (iii) "tipo de árbol vs tratamiento" para cada combinación de tipo de bosque y categoría de especie. En este test la hipótesis nula es que no hay ningún tipo de asociación entre la variable dependiente y el factor con el que se cruza para cada una de las combinaciones de los otros factores. La hipótesis alternativa es que si existe dicha relación. En la tabla siguiente se muestran los resultados de dicho test para los tres factores analizados.

Tabla 4.13. Resultados del test de Cochran-Mantel-Haenszel (Landis *et al.*, 1978).

Grado de asociación	Factores control	G.L.	Chi-cuadrado	Prob
Tipo de árbol vs tipo de bosque	Categoría de especie y tratamiento	1	52,1691	<0,0001
Tipo de árbol vs categoría de especie	Tipo de bosque y tratamiento	1	2,6040	0,1066
Tipo de árbol vs tratamiento	Tipo de bosque y categoría de especie	1	6,1385	0,0465

A la vista de los datos de la tabla anterior se observa un efecto significativo de los factores tipo de bosque (restinga alta y restinga baja) y tratamiento (control, moderado y fuerte) sobre el paso a fustal, mientras que no existe un grado de asociación significativo entre la categoría de especie (comercial y no comercial) y el paso a fustal. En cuanto al tipo de bosque, los mayores porcentajes de paso a fustal se dan en la restinga baja, especialmente en las parcelas en las que no se hizo extracción de árboles y con menos intensidad en aquellas en las que la extracción fue moderada. Esto podría deberse a una mayor apertura de huecos debida a la mortalidad causada por la competencia combinada con la mayor duración del periodo de encharcamiento con respecto a las parcelas de restinga alta, aunque no hay datos adecuados para realizar dicho análisis. El efecto del tratamiento es, salvo lo comentado anteriormente para la restinga baja, un aumento del paso a fustal a medida que el tratamiento es más fuerte, debido a una mayor apertura de huecos. Por último, en cuanto al efecto de la categoría de especie sobre el porcentaje de paso a fustal, los resultados indican que no hay asociación entre ambas, aunque los resultados de este test deben ser tomados con cautela puesto que, a pesar de ser muy robusto, el reducido número de árboles de interés comercial podría haber afectado al resultado.

Con respecto a la distribución espacial del paso a fustal en las parcelas estudiadas, en primer lugar se analizó si existía dependencia entre los patrones por tipo de árbol (inventariado o paso a fustal) para el total de los árboles, es decir, sin distinguir entre categorías (comercial y no comercial), y en segundo lugar se analizó si existía esa dependencia en alguna de las dos categorías por separado. Para ellos se obtuvieron los valores de la "función K " y de la función de correlación de pares ($g(r)$) para la distribución conjunta.

Los resultados mostraron que no existe una dependencia entre los patrones espaciales de los árboles inventariados y del paso a fustal en ninguna de las parcelas analizadas. En la figura 4.7 se muestran, a modo de ejemplo, las gráficas de los valores de las dos funciones utilizadas en función de la distancia y los intervalos de confianza obtenidos con 100 simulaciones. Estos resultados corresponden a la subparcela 7 de la parcela 3, que es la que tenía un mayor porcentaje de paso a fustal de todas las analizadas. Cabe mencionar, que en algunas de las parcelas el número de árboles que constituye el paso a fustal es tan reducido, que no pudieron realizarse las 100 simulaciones basadas en los datos originales y hubo que reducir el número a 25, lo que reduce la robustez de los resultados.

Resultados similares se obtuvieron cuando se estimaron los valores de las dos funciones y las simulaciones para cada una de las dos categorías de especies por separado (comerciales y no comerciales). Las figuras 4.8 y 4.9 muestran, a modo de ejemplo, los resultados obtenidos nuevamente para la subparcela 7 de la parcela 3 por categorías.

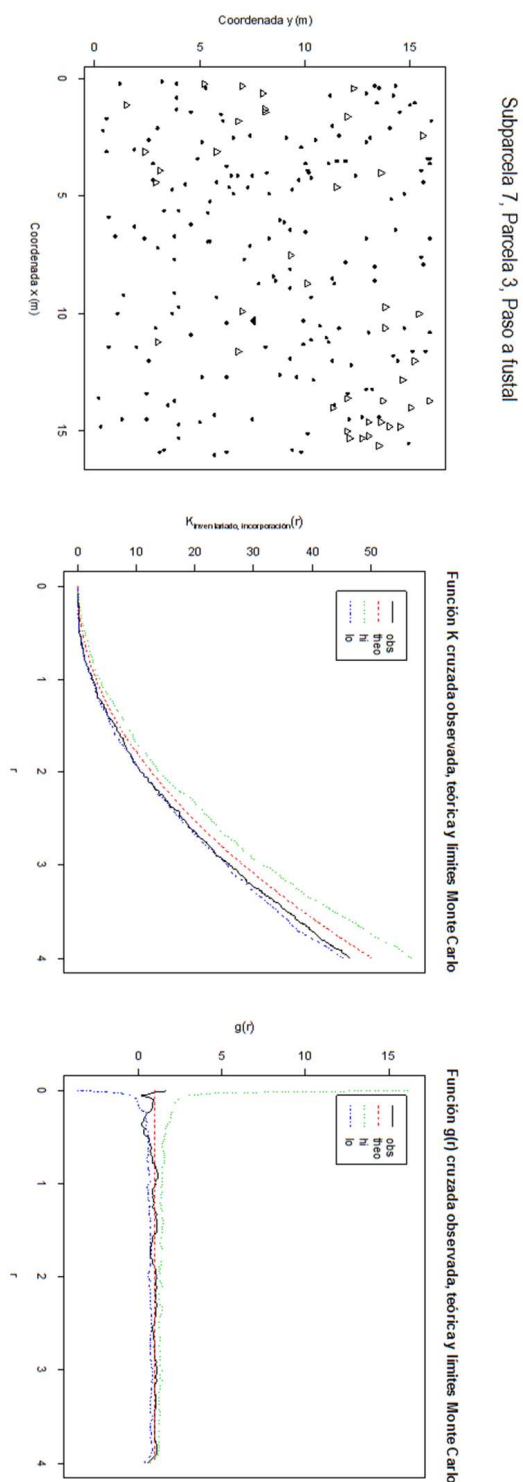


Figura 4.7. Arriba: Representación gráfica de las posiciones de los árboles de la subparcela 7 (16x16 metros) de la parcela 3. Los círculos indican los árboles inventariados en 1993 y los triángulos el paso a fustal hasta el inventario de 1997. Centro: Valor de la "función K-cruzada" (inventariado frente a incorporado). Abajo: Valor de la función de correlación de pares "g(r) cruzada". En negro el valor observado, en rojo discontinuo el valor teórico y en verde y azul discontinuo los límites superior e inferior obtenidos con 20 simulaciones de patrones CSR de la misma intensidad, respectivamente.

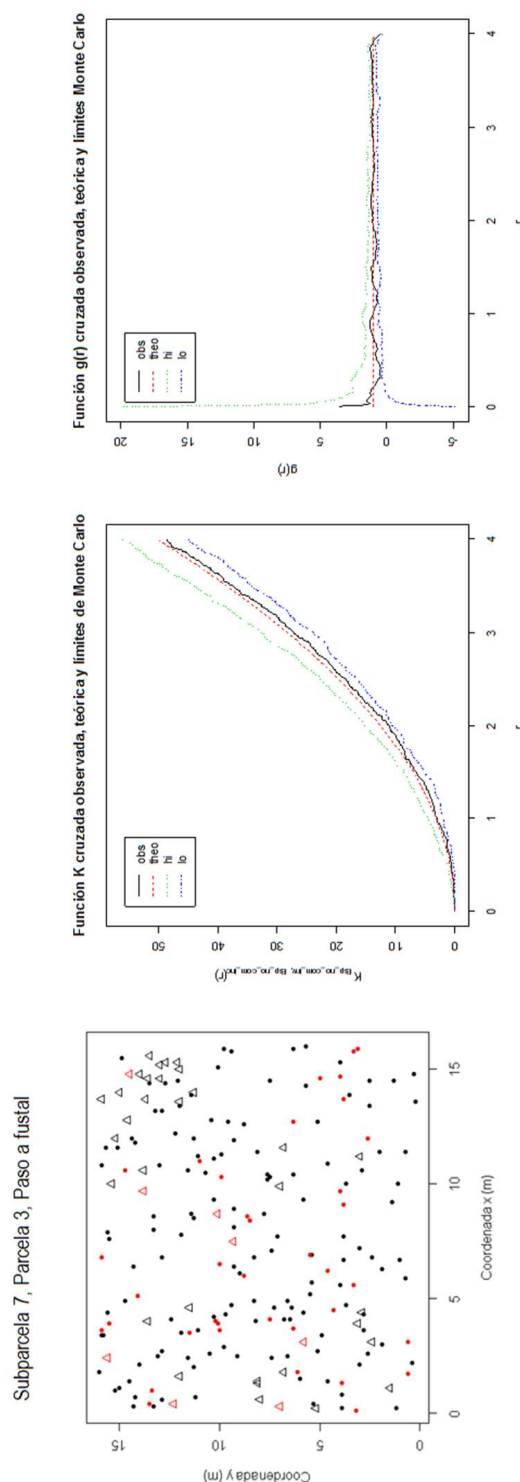


Figura 4.8. Abajo: Representación gráfica de las posiciones de los árboles de la subparcela 7 (16x16 metros) de la parcela 3. Los círculos indican los árboles inventariados en 1993 y los triángulos el paso a fustal hasta el inventario de 1997; en ambos casos en color negro se representan las especies no comerciales y en rojo las especies comerciales. Centro: Valor de la "función K-cruzada" (no comercial inventariado frente a no comercial incorporado). Arriba: Valor de la función de correlación de pares "g(r) cruzada". En negro el valor observado, en rojo discontinuo el valor teórico y en verde y azul discontinuo los límites superior e inferior obtenidos con 100 simulaciones de patrones CSR de la misma intensidad, respectivamente.

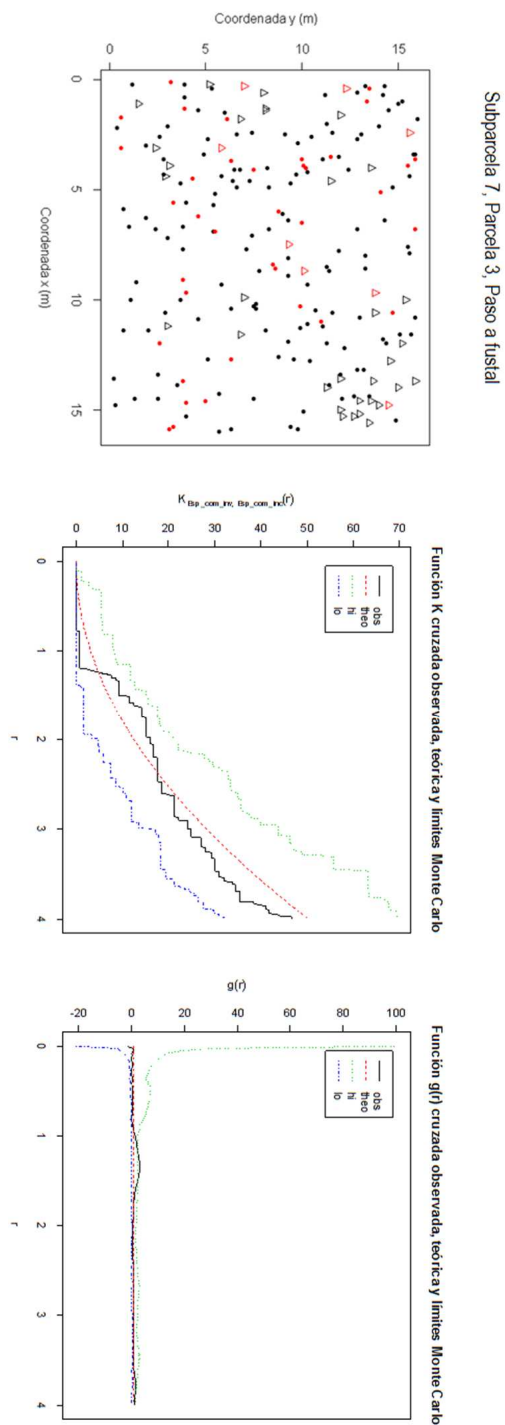


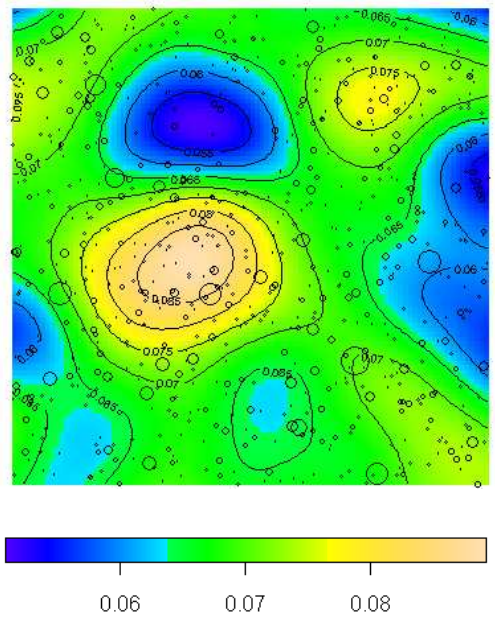
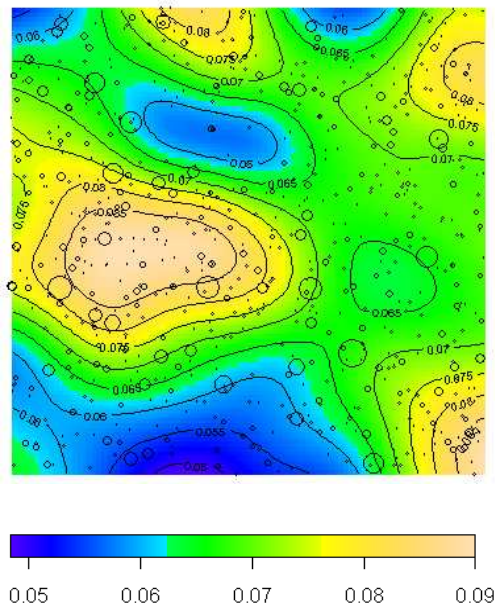
Figura 4.9. Arriba: Representación gráfica de las posiciones de los árboles de la subparcela 7 (16x16 metros) de la parcela 3. Los círculos indican los árboles inventariados en 1993 y los triángulos el paso a fustal hasta el inventario de 1997; en ambos casos en color negro se representan las especies no comerciales y en rojo las especies comerciales. Centro: Valor de la "función K-cruzada" (comercial inventariado frente a comercial incorporado). Abajo: Valor de la función de correlación de pares "g(r) cruzada". En negro el valor observado, en rojo discontinuo el valor teórico y en verde y azul discontinuo los límites superior e inferior obtenidos con 20 simulaciones de patrones CSR de la misma intensidad, respectivamente.

4.2.3. Análisis del patrón espacial según diámetros

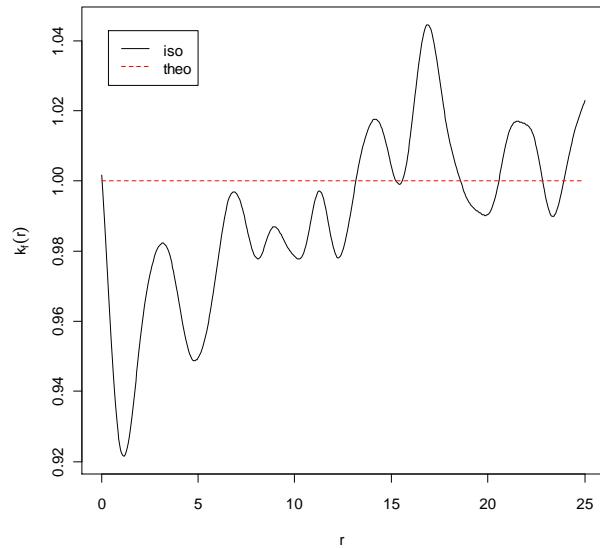
Los resultados de la función de correlación de marca " K_{mm} " para las diferentes parcelas analizadas son bastantes similares, con una primera zona con valores inferiores a "1" que indica una inhibición entre árboles con diámetros similares debida a la competencia, para posteriormente alcanzar el valor teórico de "1" que corresponde a una distribución aleatoria. Este valor de "1" se alcanza a distancias comprendidas entre los 8 y los 15 metros, dependiendo de la parcela y del inventario analizado. Este tipo de patrones es típico en la distribución espacial de los diámetros de los árboles (e.g. Penttinen *et al.*, 1992; Gavrikov & Stoyan, 1995; Stoyan & Penttinen, 2000).

En la figura 4.10 se muestran, a modo de ejemplo, las gráficas de densidad de arbolado y de los valores de la función de correlación de marca para la parcela 1 en los inventarios de 1993 y de 2001. En los dos años se aprecia la tendencia indicada anteriormente a la inhibición a distancias reducidas y una tendencia a la distribución aleatoria a distancias superiores a los 12 y 8 metros, respectivamente.

No ha sido posible llevar a cabo un análisis de la variación en el tiempo de los valores de la función de correlación de marca por dos razones: (i) los inventarios no siempre se realizaron del mismo modo y con la misma intensidad; y (ii) no es posible diferenciar entre inventarios entre mortalidad natural y árboles extraídos. Por tanto, no podría descartarse que las diferencias que se observan en el patrón espacial sean debidas a la ausencia de árboles por diferencias en el proceso de inventariación o por mortalidad o extracción en lugar de a las diferencias en el crecimiento diamétrico de los árboles de la parcela.



Función $K_{mm}(r)$ observada, teórica y límites de Monte Carlo



Función $K_{mm}(r)$ observada, teórica y límites de Monte Carlo

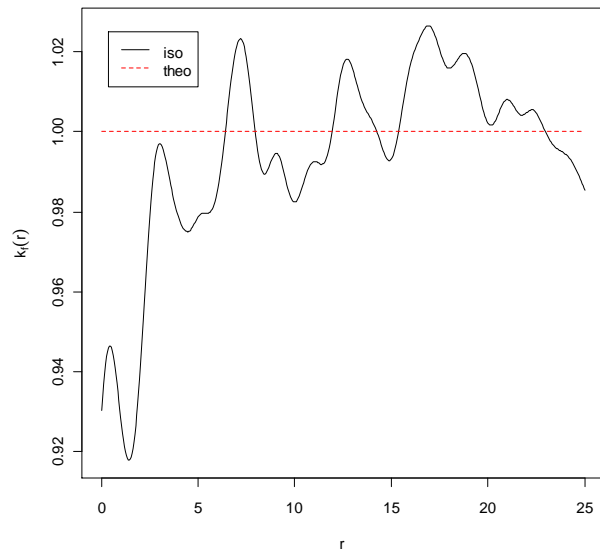


Figura 4.10. Izquierda: Distribución de la densidad de árboles en individuos/m² para los inventarios de 1993 (arriba) y 2001 (abajo) realizados en la parcela 1, el tamaño de los círculos es proporcional al diámetro del árbol. Derecha: Valores de la función de correlación de marca " K_{mm} " para el diámetro normal de los árboles inventariados en cada año.

4.3. Estructura de la población, ritmos reproductivos y crecimiento de las quince especies estudiadas

Los resultados presentados en esta sección se refieren principalmente a la estructura de la población de las quince especies, tal y como se registraron en las "PPMs" establecidas en los tres tipos de bosque de llano inundable materia de este estudio. También trata de aspectos como la reproducción de las especies e información sobre su crecimiento en diferentes clases diamétricas.

La fenología de las especies estudiadas fue observada en las parcelas tipo transecto entre el periodo 1997-2001, el periodo de floración de los árboles estudiados muestra coincidencia con la época de lluvias, que en Jenaro Herrera se inicia en el mes de octubre, siendo más intensa en los meses de marzo, abril y mayo; mientras que la fructificación del 65% de las especies estudiadas ocurre simultáneamente con el periodo de inundación de los bosques ribereños, es decir, entre los meses de febrero a junio, alcanzando su mayor valor entre marzo a mayo. Asimismo se ha observado que algunas especies estudiadas como *Cedrela odorata*, *Ceiba samauma*, *Hura crepitans* y *Terminalia oblonga* pierden parcial o totalmente sus hojas antes o durante la floración y fructificación. Al respecto, Junk (1997) y Nebel *et al.* (2000a), sostienen que muchas especies arbóreas adaptadas a inundaciones monomodales llevan a cabo la caída de detrito y la subsiguiente floración y fructificación en conjunción con el periodo de inundación.

El análisis de los periodos reproductivos de las especies estudiadas, revela que 2 especies presentan comportamiento fenológico monomodal estricto, 10 especies muestran comportamiento monomodal de transición, asimismo, 2 especies se caracterizan por su comportamiento bimodal y 1 sola especie presenta comportamiento fenológico arrítmico.

Es característico observar la presencia de las especies *Aniba* sp., *Cedrela odorata*, *Ceiba samauma*, *Guarea macrophylla*, *Guatteria* sp., *Maquira coriacea*, *Ocotea cernua*, *Oxandra sphaerocarpa*, *Hura crepitans*, *Terminalia oblonga*, *Unonopsis floribunda*, *Minuartia guianensis*, *Virola elongata*, *Virola pavonis* en los bosques de restinga de corta inundación, donde ocurren con una abundancia relativamente alta, sobre todo en la restinga alta, donde se observaron densidades de hasta 14 individuos por hectárea con DAP > 10 cm, con un área basal de 3,11 m²/ha en el caso de *Maquira coriacea*, coincidiendo con lo reportado por Nebel *et al.* (2000c); mientras que la especie *Endlicheria verticillata* es frecuente encontrarla en bosques de restinga baja donde se encuentra con una abundancia de 10,43 individuos por hectárea y áreas basales bajas de 0,0321 m²/ha. Esta escasa área basal está relacionada con la presencia de un gran número de individuos de las clases diamétricas con DAP < 10 cm y pocos individuos en las clases diamétricas superiores, debido probablemente a la extensiva extracción de esta especie con fines comerciales o a la reciente colonización de esta especie.

Por otro lado, la elevada presencia de individuos en las clases diamétricas inferiores DAP < 10 cm, muestra el típico patrón "J" invertida en todas las especies estudiadas, lo que revela alta capacidad de regeneración de estos bosques, constituyendo en algunos casos colonias de

plántulas suprimidas en el sotobosque, en busca de oportunidades para emerger, de hasta 150 individuos/m² concentrados alrededor de los árboles madre, como el observado en *Maquira coriácea*, cuya elevada capacidad regenerativa constituye un enorme potencial para el manejo de los bosques inundables; sin embargo, su permanencia fluctúa a lo largo del año por la mortalidad causada por las inundaciones y la marchitez en los periodos secos (Nebel *et al.*, 2000b).

La exigua presencia de individuos de las especies estudiadas en los bosques de tahuampa de avenida más prolongada, es una indicación de que estas especies son poco tolerantes a la inundación.

Se ha observado también la escasa presencia de individuos de algunas especies a partir de la clase diamétrica de 25-30, tal es el caso de *Guatteria* sp., *Oxandra sphaerocarpa* y *Unonopsis floribunda*, cuyos fustes proveen a los pobladores locales de madera redonda para construcción de viviendas rurales donde son utilizados como vigas y soleras (Freitas & Kvist, 2000; Kvist, *et al.*, 2001a).

Un resumen de los registros sobre crecimiento medio y máximo anual real por clase diamétrica y el periodo proyectado para alcanzar la clase diamétrica mayor con esos crecimientos anuales, así como la predicción del crecimiento basado en índices de competencia entre pies (bajo, medio y alto) de las quince especies comerciales estudiadas son presentados en la siguiente tabla.

Tabla 4.14. Incremento por clases diamétricas y proyección en años hasta una determinada clase diamétrica; predicción del crecimiento por el modelo y proyección en años en tres niveles de competencia entre pies de las 15 especies seleccionadas.

Especie	Incremento por clases diamétricas				Proyección del crecimiento (años)		Clase Diam. (cm)	Predicción del crecimiento por el modelo basado en índices de competencia entre pies y proyección del crecimiento en años								
	Incr. Medio (cm)	Clase Diam. (cm)	Incr. Máx. (cm)	Clase Diam. (cm)	Incr. Medio	Incr. Máximo		Baja competencia			Media competencia			Alta competencia		
								Incr. Diam. (cm)	Díam. (cm)	Años	Incr. Diam. (cm)	Díam. (cm)	Años	Incr. Diam. (cm)	Díam. (cm)	Años
<i>Aniba</i> sp.	0,79	>25	1,60	>25	93,82	45,28	>25	1,52	29,52	27,40	0,94	28,94	44,61	0,37	28,37	113,5
<i>Cedrela dorata</i>	1,50	20-25	2,60	20-25	66,21	38,85	>25	3,77	24,77	7,73	2,28	28,24	13,47	0,88	22,88	35,42
<i>Ceiba samauma</i>	0,97	10-20	1,65	20-30	160,17	105,70	89-90	0,69	63,69	164,8	0,43	63,43	264,7	0,17	63,17	664,3
<i>Endlicheria verticillata</i>	0,95	20-25	1,50	20-25	133,29	76,79	>35	1,99	29,99	21,21	1,23	29,23	35,52	0,48	29,48	90,79
<i>Guarea macrophylla</i>	0,69	35-40	1,23	30-35	114,00	61,00	>40	1,32	38,32	45,44	0,82	38,82	74,78	0,32	38,33	189,1
<i>Guatteria</i> sp.	1,48	35-40	2,40	20-25	64,84	33,22	>40	2,38	33,38	19,98	1,47	32,47	32,77	0,58	32,58	85,67
<i>Hura crepitans</i>	2,05	55-60	2,90	30-35	138,00	81,00	>85	1,46	62,46	75,00	0,90	62,90	122,6	0,36	62,36	309,0
<i>Maquira coriácea</i>	1,63	20-30	2,40	20-25	141,25	82,17	<100	1,90	52,90	46,32	1,18	52,18	75,06	0,47	51,47	192,2
<i>Minquartia guianensis</i>	0,77	30-35	1,12	30-35	94,93	57,47	>35	2,27	21,27	11,47	1,39	21,39	19,72	0,54	20,54	51,00
<i>Ocotea cernua</i>	0,95	25-30	1,74	25-30	74,59	38,32	>30	2,10	21,10	12,31	1,28	20,28	20,35	0,50	20,50	54,51
<i>Oxandra sphaerocarpa</i>	0,60	35-40	0,89	20-25	94,95	53,63	30-35	1,32	16,81	15,90	0,81	17,32	26,05	0,32	17,32	69,79
<i>Terminalia oblonga</i>	1,20	45-50	1,73	15-20	119,00	70,00	>55	1,44	42,44	46,59	0,89	41,89	75,44	0,35	41,35	190,8
<i>Unonopsis floribunda</i>	0,77	>30	1,36	20-25	76,10	45,24	>30	1,96	17,96	10,75	1,20	18,20	18,63	0,47	17,47	48,16
<i>Virola elongata</i>	1,31	25-30	1,31	25-30	91,69	38,44	35-40	0,85	20,86	32,15	0,53	20,53	52,13	0,21	20,21	132,0
<i>Virola pavonis</i>	0,91	15-20	1,76	20-25	83,15	48,20	>40	2,01	28,01	19,13	1,23	1,23	31,35	0,48	27,48	82,33

Un modelo de crecimiento diamétrico fue ajustado mediante el paquete estadístico SAS STAT™ (SAS Institute, 2004a) a una función donde el diámetro y el índice de competencia son las variables:

$$d_2 = d_1 \cdot e^{(b_0 + b_1 \cdot \sqrt{d_1})^{(1 - \text{balmod})}} \quad [4.1]$$

donde " d_2 " y " d_1 " son el DAP final y el inicial, respectivamente, expresados en centímetros y " $BALMOD$ " es el cociente entre la suma de las secciones normales de todos los árboles cuyo diámetro es mayor que el del árbol analizado y el área basimétrica total de los individuos, ambos valores referidos a una superficie de una hectárea.

La bondad de ajuste del modelo evaluado se ha basado en el análisis de dos estadísticos obtenidos a partir de los residuos: el error medio cuadrático y el coeficiente de determinación ajustado.

Con el fin de facilitar la interpretación de los resultados del incremento diamétrico real, tanto medio como máximo, y los resultados de la predicción del crecimiento basado en los niveles de competencia de las especies en estudio, tanto del estrato superior como del sotobosque, se ha efectuado una categorización de los incrementos de la siguiente manera:

1. < 5 mm/año crecimiento muy modesto.
2. Entre 5–9 mm/año crecimiento modesto.
3. Entre 10–15 mm/año crecimiento moderado.
4. Entre 15–20 mm/año crecimiento bueno.
5. Entre 20–25 mm/año crecimiento muy bueno.
6. Entre 25–30 mm/año crecimiento excelente.

Según Nebel & Baluarte (2002b) el crecimiento en diámetro en el periodo 1993-1999 de todas las especies registradas aumentó en promedio desde 4,2 mm/año en las parcelas permanentes de muestreo control hasta 6,0 mm/año en aquella parcela que fue sometida a un apeo intensivo, mientras que el incremento en diámetro de las especies comercialmente valiosas fue generalmente más alto, con valores correspondientes en el rango de 5,5-7,1 mm/año, la misma fuente precisa que el crecimiento en diámetro mostró una tendencia a disminuir desde el bosque de restinga alta hasta el bosque de tahuampa.

El análisis del crecimiento real de las especies estudiadas, revela la existencia de incremento diamétrico modesto en *Oxandra sphaerocarpa* que logra 6 mm/año de incremento diamétrico medio hasta 8,8 mm/año de incremento diamétrico máximo; en el otro extremo se observa la especie *Hura crepitans* que alcanza incremento diamétrico medio muy bueno de 20,5 mm/año e incremento diamétrico máximo excelente de hasta 29 mm/año. El análisis del crecimiento basado en niveles de competencia, pone de manifiesto que la especie *Ceiba samauma* obtiene un incremento muy modesto de 1,70 y 4,30 mm/año, cuando el árbol está sometido a alta y media competencia entre pies, respectivamente; mientras que la especie *Cedrela odorata* presenta los más altos incrementos de todas las especies estudiadas, alcanzando incremento modesto de 8,8

mm/año en el escenario de alta competencia y 22,80 mm/año en el escenario de media competencia entre pies.

El análisis de los incrementos medio y máximo en función de las clases diamétricas de las especies en estudio muestra que *Aniba* sp., *Cedrela odorata*, *Guatteria* sp., *Guarea macrophylla*, *Ocotea cernua*, *Minquartia guianensis*, *Unonopsis floribunda*, *Oxandra sphaerocarpa*, *Virola pavonis* y *Virola elongata*; muestran importantes incrementos diamétricos en las clases diamétricas superiores; mientras que las especies *Ceiba samauma*, *Hura crepitans*, *Maquira coriacea*, *Endlicheria verticillata* y *Terminalia oblonga*, presentan los mayores incrementos diamétricos en las clases diamétricas inferiores y medias, es muy probable que esta situación se deba a la escasa presencia de individuos en las clases diamétricas superiores debido a la intensa extracción con fines maderables o a otros factores. No obstante, el elevado incremento registrado en las clases diamétricas superiores, es inusual observarlo en especies forestales, sobre todo en especies que crecen en tierra firme, donde se registran los más altos incrementos en las clases diamétricas inferiores; sin embargo, en los bosques del llano inundable es característico observar este comportamiento, tal y como lo recogió Baluarte & Nebel (2002) para la especie *Guarea macrophylla*. Al respecto, Gill (1970), Crawford (1982) y Junk (1989), sostienen que este comportamiento está directamente influenciado por la inundación y manifiestan que la excesiva exposición de las plantas a este factor reduce el metabolismo aeróbico de las raíces ocasionando la disminución de la síntesis y alteración de las giberelinas y citoquininas, hormonas responsables del estiramiento de las células y división celular, respectivamente; produciendo una latencia cambial, que se traduce en la suspensión temporal del crecimiento diamétrico, sobre todo en los estadios juveniles de las plantas, logrando después desarrollarse en las etapas adultas por una mayor actividad fotosintética.

La característica indicada convierte a este factor ambiental (inundación) en un agente que favorece la renovación de las selvas y al mismo tiempo limita el crecimiento de los árboles, por lo que debe tomarse en cuenta al momento de planificar y promover el desarrollo de la silvicultura en los llanos inundables de la selva baja.

Las más altas tasas anuales promedio de incremento en diámetro por clases diamétricas fueron registradas en la especie *Hura crepitans* y ocurrió al aumentar el tamaño de clase diamétrica, observándose el valor máximo de 20,5 mm/año en la clase diamétrica superior a 60-70 cm DAP; mientras que el incremento diamétrico máximo observado dentro de cada clase diamétrica muestra que existe un alto potencial de crecimiento de *Hura crepitans* de hasta 29 mm/año, similar comportamiento fue reportado en esta especie por Baluarte (2006), lo que pone en evidencia su alto potencial de crecimiento.

El modelo de crecimiento ajustado basado en niveles de competencia entre pies, muestran valores muy similares cuando se compara el incremento diamétrico en el escenario de baja competencia entre pies con los resultados calculados como incremento máximo real de las clases diamétricas; sin embargo, son resultados muy optimistas por lo que sería recomendable tomar con mucha cautela estos resultados (sobre todo en condiciones de baja competencia); no obstante,

puede darnos una idea de su crecimiento en condiciones óptimas lo que se podría conseguir a través de intervenciones silviculturales que atenúen el efecto de la competencia por luz y nutrientes. Alternativamente, se sugiere tomar en consideración los resultados del incremento diamétrico en media y alta competencia entre pies, ya que en las condiciones de bosque tropical la densidad de los individuos es alta. En general, los resultados del modelo de crecimiento en el escenario de media y alta competencia muestran un incremento de diámetro más lento de los resultados calculados como promedio de las clases diamétricas y considerablemente más lentos de los incrementos máximos observados en las especies estudiadas; sin embargo, los resultados pueden dar una idea del nivel de incremento que tiene los árboles de las especies comerciales estudiadas.

4.3.1. *Aniba* sp.

Aniba sp. presenta un patrón monomodal estricto, la fructificación ocurre durante el periodo de vaciante. Fue observada la fenología de un total de 13 árboles de *Aniba* sp.; sin embargo, sólo se registró la fructificación de un árbol cuyo diámetro fue de 14 cm de DAP; durante el periodo 1999-2000 no se reportó la fructificación de ningún árbol de esta especie. La semilla de los árboles de *Aniba* sp. es abundante y dispersada por tucanes.

Durante las visitas de evaluación realizadas en las parcelas se observó abundante regeneración natural debajo de los árboles semilleros que siguen un patrón de dispersión aleatorio. Los frutos que caen germinan pero tienen pocas posibilidades de crecer debido a la sequía, las escasas plantas que sobreviven mueren durante la siguiente inundación.

En las parcelas permanentes de muestreo más del 90% de los árboles adultos y brinzales de *Aniba* sp. están ubicados en bosques semiabiertos, sin embargo, solo la mitad de los árboles y brinzales reciben luz vertical completa por la parte superior de la copa. Teniendo en cuenta la copa asimétrica y escasa de *Aniba* sp., que parece ser una característica intrínseca de la especie, hace suponer que los brinzales probablemente no captan adecuadamente la luz solar, la misma que podría estar influyendo en los modestos incrementos registrados en su paso a fustal, por lo que sería recomendable incluir la posición de la copa de los árboles en el modelo de crecimiento, para evaluar el efecto de este factor. La característica ecológica que presenta *Aniba* sp. es propia de árboles clasificados como esciófitas parciales (ej. Finegan, 1991).

Los individuos de *Aniba* sp. ocurren con una abundancia y una dominancia relativamente altas en los bosques de restinga alta y baja de corta inundación, donde fueron registrados hasta cerca de 58 y 32 individuos por hectárea con áreas basales de 0,10 y 0,17 m²/ha, respectivamente (Tabla 4.15). La escasa presencia de esta especie en el bosque de tahuampa de prolongada inundación podría indicar que está en una fase de adaptación y colonización de estos bosques.

Tabla 4.15. Distribución por clase diamétrica de individuos de *Aniba* sp. en los bosques de restinga y tahuampa de los llanos inundables.

DAP (cm)	Restinga alta		Restinga baja		Tahuampa		Transectos	
	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m²/ha)	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m²/ha)	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m²/ha)	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m²/ha)
0-5	39,06	0,0218	19,53	0,0142	0,00	0,0000	4,79	0,0034
5-10	16,61	0,0491	7,84	0,0559	1,00	0,0068	4,79	0,0203
10-15	1,33	0,0136	3,67	0,0457	1,00	0,0085	1,15	0,0152
15-20	0,33	0,0073	0,67	0,0180	0,67	0,0138	0,42	0,0100
20-25	0,33	0,0115	0,33	0,0153	0,33	0,0150	0,10	0,0037
25-30	0,00	0,0000	0,33	0,0204	0,00	0,0000	0,21	0,0117
30-35	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000
35-40	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000
40-45	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000
45-50	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000
50-55	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,10	0,0213
Suma	57,67	0,1033	32,38	0,1695	3,00	0,0440	11,56	0,0856

La distribución de los individuos en las diferentes clases diamétricas está representada en la Figura 4.11 donde se observa el típico patrón "J" invertida, caracterizada por una alta presencia de individuos en las clases diamétricas inferiores y bajo número de individuos en las clases diamétricas superiores.

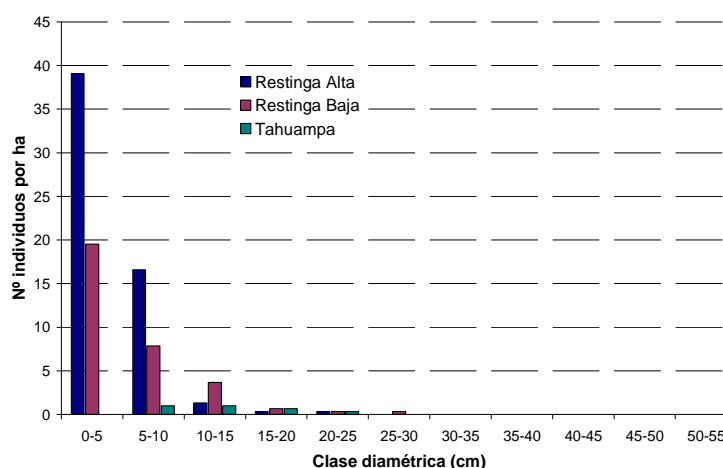


Figura 4.11. Distribución de los individuos de *Aniba* sp. en las diferentes clases diamétricas censadas en los tres tipos de bosques.

Aniba sp. alcanzó bajos índices de valor de importancia (IVI) en todos los tipos de bosques, tanto en el estrato superior como en el sotobosque (Figura 4.12). En el estrato superior, la dominancia relativa fue más baja que la densidad relativa, lo que indica un gran número de árboles con diámetros pequeños; contrariamente en el sotobosque, la dominancia relativa fue igual o mayor que la densidad relativa.

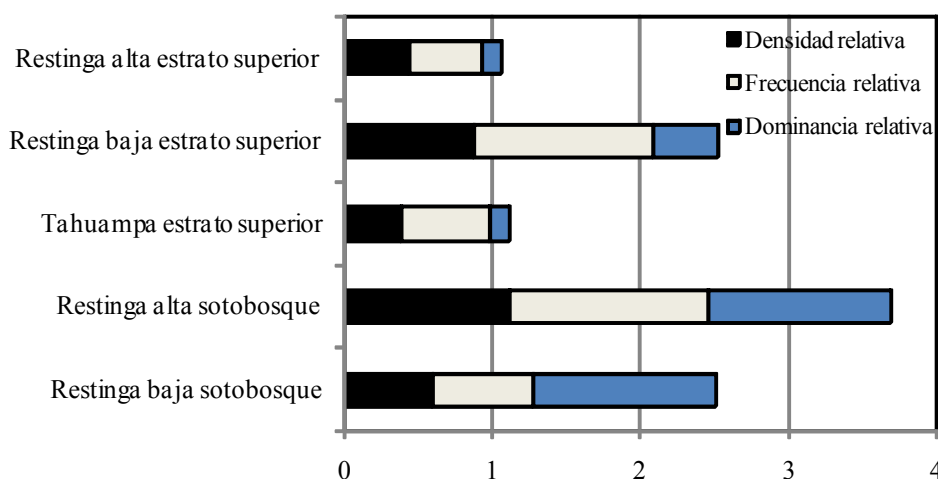


Figura 4.12. Índice de valor de importancia de *Aniba* sp. en diferentes tipos de bosques de la llanura aluvial.

Los incrementos diamétricos medio y máximo anual de todos los individuos de *Aniba* sp. presentan un comportamiento homogéneo en las distintas clases diamétricas con tendencia creciente hacia las clases diamétricas superiores, mostrando el valor más alto en la clase diamétrica superior de 25 cm donde obtiene el incremento de 0,80 y 1,60 cm/año (Figura 4.13). Tomando en cuenta los incrementos anteriormente citados, el tiempo que necesita un árbol de *Aniba* sp. para llegar a la clase diamétrica máxima (>25 cm) es de aproximadamente 94 y 45 años, respectivamente (Figura 4.14).

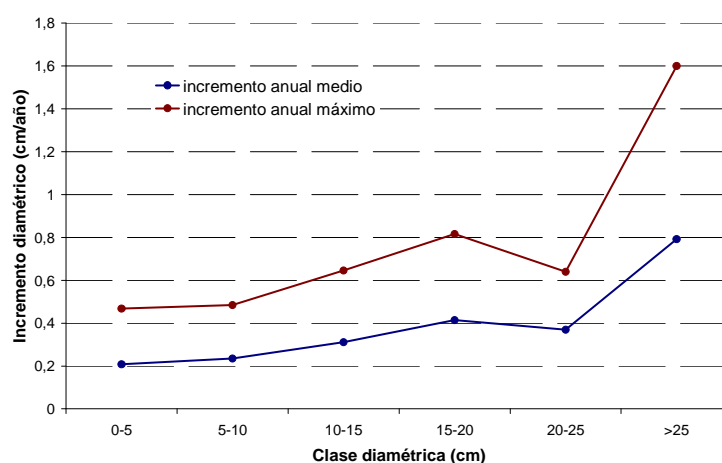


Figura 4.13. Incremento diamétrico medio (línea azul) y máximo (línea roja) anual de *Aniba* sp. por clases diamétricas.

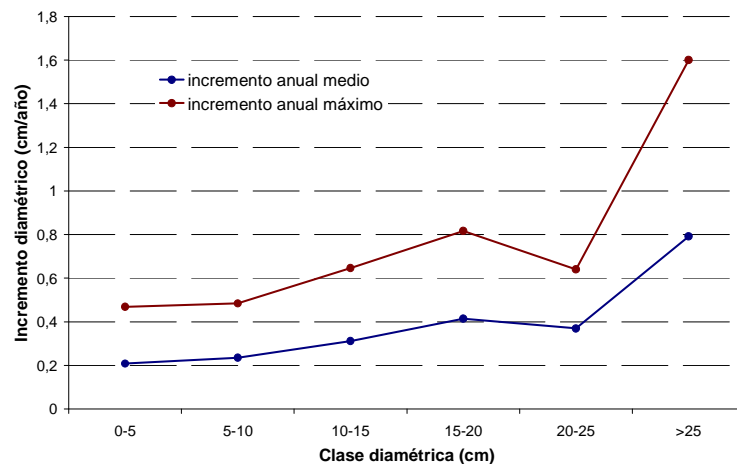


Figura 4.14. Periodo acumulado para que un árbol de *Aniba* sp. llegue al tamaño máximo de una clase diamétrica teniendo en cuenta el incremento diamétrico medio (línea azul) y máximo (línea roja).

El modelo de crecimiento diamétrico ajustado mediante el paquete estadístico SAS STAT™ (SAS Institute, 2004a) muestra resultados aceptables de ($EMC=0,0988$ y $R^2Adj=0,9980$). Los parámetros estimados resultantes del modelo son: $b_0=0,198853$ y $b_1=-0,02504$.

El análisis gráfico del modelo ajustado confirma la bondad del ajuste, así la distribución de los diámetros observados respecto a los diámetros predichos muestran una línea que sigue una tendencia diagonal (Figura 4.15).

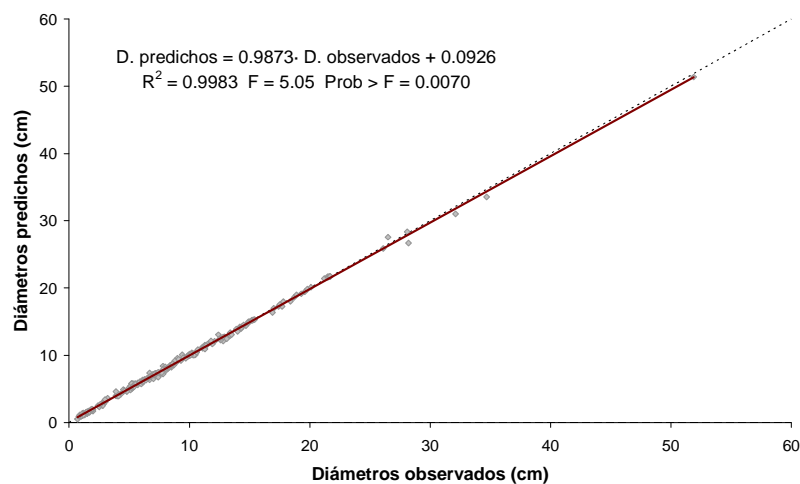


Figura 4.15. Diámetros observados frente a valores predichos de la variable diámetro medio para el modelo ajustado.

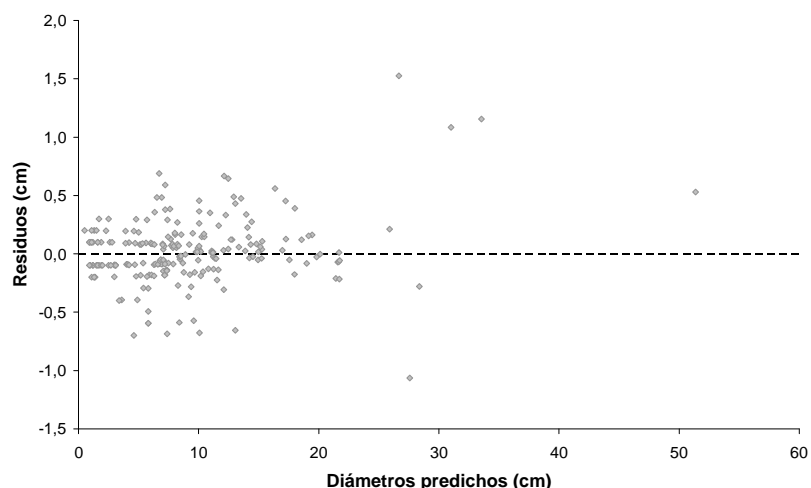


Figura 4.16. Residuos frente a valores predichos de la variable diámetro medio para el modelo ajustado.

Del mismo modo, la distribución de residuos frente a valores predichos de la variable diámetro medio (Figura 4.16) para la combinación indicada, no muestra tendencias anómalas de los datos que indiquen el incumplimiento de las hipótesis de normalidad, homogeneidad de varianza e independencia de residuos.

De acuerdo con este modelo de crecimiento, el punto máximo en la actual tasa de crecimiento en diámetro anual para los árboles de *Aniba* sp. es 1,526 cm, 0,944 cm y 0,374 cm para árboles con baja, media y alta competencia entre pies, lo que ocurre cuando los árboles cuentan con DAP muy similares que van desde 29,52, 28,94 y 28,37 cm, respectivamente; sin embargo, el tiempo que requiere un árbol de *Aniba* sp. para alcanzar los diámetros indicados es muy variable de aproximadamente 27,4, 44,6 y 113,5 años, respectivamente (Figura 4.17).

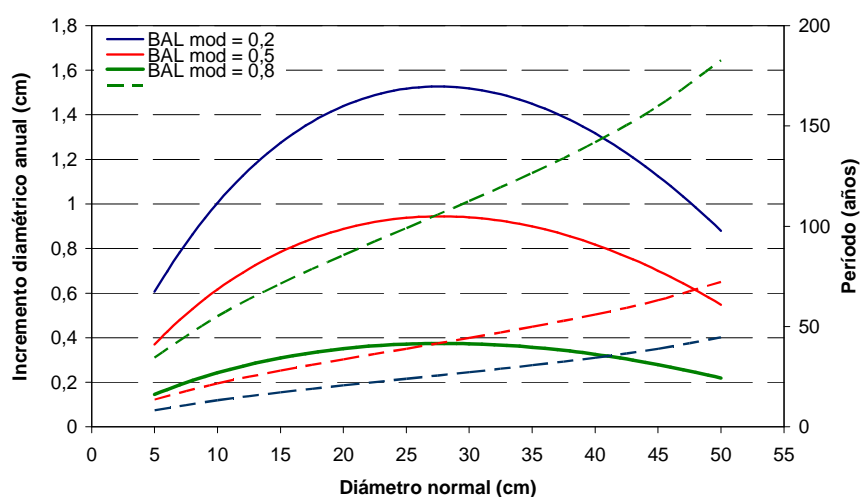


Figura 4.17. Incremento corriente anual y tiempo acumulado para que un árbol de *Aniba* sp. llegue a un cierto diámetro con alta (línea verde), media (línea roja) y baja (línea azul) competencia entre individuos.

Los cálculos del crecimiento por clase diamétrica media y máxima de *Aniba* sp. (Tabla 4.14) muestran crecimiento muy cercanos al compararlo con las predicciones del modelo de crecimiento desarrollado en el escenario de media y baja competencia, respectivamente; sin embargo, los registros de crecimiento procesados limitan la determinación de turnos de aprovechamiento de madera debido a que los valores corresponden a clases diamétricas menores de 30 cm de DAP.

La alta demanda local de árboles de *Aniba* sp. para la construcción de canoas (Kvist *et al.*, 2001a) ha traído como consecuencia la escasa presencia de individuos en las clases diamétricas superiores, a tal punto de desaparecerlas en los bosques cercanos. Esto pone en evidencia la necesidad de proporcionar información sobre su ecología y crecimiento para planificar las actividades de extracción.

La fructificación de *Aniba* sp. coincidió con el periodo seco en los meses más calurosos del año y ocurrió fuera del periodo de inundación de los bosques en estudio. En las subparcelas de restinga alta y baja de corta inundación, se observó una considerable existencia de individuos mayores de 1,5 m de altura, es decir, de plantas que han superado las inundaciones anuales y se han consolidado en el sotobosque, la abundancia de individuos en el sotobosque de restinga alta superior a la restinga baja parece estar condicionada a su respuesta a la inundación, aunque periodos de inundación más prolongados y niveles más altos podrían mermar las existencias (ej. Irion *et al.*, 1997). La muerte de plántulas de *Aniba* sp. que fueron sometidas a inundaciones continuas de más de 45 días, indica que esta especie es poco tolerante a periodos prolongados de inmersión en agua. Las variaciones interanuales y decenales del régimen de lluvias y el nivel de los ríos en la Amazonía (Espinoza *et al.*, 2009a; Espinoza *et al.*, 2009b; Marengo, 2004) parecen contribuir en el crecimiento y la consolidación de la regeneración natural de los árboles, esta estrategia natural podría explicar por que *Aniba* sp. y otras especies se encuentran presentes en los bosques del llano inundable, a pesar que sus plántulas son susceptibles a las inundaciones, aunque esta relación no está totalmente demostrada.

El incremento diamétrico anual en el escenario de media competencia entre pies pronosticado por el modelo muestra valores modestos de 3,7 a 9,4 mm/año para árboles con DAP de 5 a 29 cm. Estos incrementos son más prometedores si se considera el escenario de baja competencia entre pies donde alcanza de 5 a 1,5 mm/año para árboles con DAP similares; sin embargo, en el bosque tropical la competencia entre pies es tan alta que resulta poco probable que ocurran estos incrementos; sin embargo, nos da una idea de lo que esta especie podría crecer si se practican raleos concentrados en esta especie.

A fin de favorecer el crecimiento de la regeneración natural de *Aniba* sp. sería recomendable explotar las variaciones interanuales y decenales del nivel de los ríos para gestionar sosteniblemente la especie; la otra opción sería aplicar la técnica del trasplante tardío que consiste en coleccionar la regeneración natural existente debajo de los árboles semilleros y criarlos en viveros temporales en las tierras más altas, para luego volver a trasplantarlos con tamaños superiores al nivel máximo de la siguiente inundación.

La baja densidad de árboles adultos de *Aniba* sp. en los bosques naturales del llano inundable (Tabla 4.15) es quizá en parte debido a la extracción; sin embargo, el modesto crecimiento reportado tanto en el incremento medio real por clase diamétrica y como producto de la predicción del crecimiento en el escenario de media competencia entre pies podría advertir que la producción de madera de *Aniba* sp. en el bosque inundable es inferior a la extracción. De continuar esta tendencia es previsible que próximamente la extracción acabe con las escasas plantas productoras de frutos, lo que podría poner en grave riesgo la regeneración de esta especie; no obstante, la estructura de los brinzales en el sotobosque podrían favorecer la aplicación de sistemas silviculturales policíclicos concentrado en la especie, liberando el dosel superior para facilitar el ingreso de luz y raleando la competencia para estimular el crecimiento de los brinzales (ej. Dawkins, 1958).

4.3.2. *Cedrela odorata* Linnaeus

Cedrela odorata muestra un patrón fenológico monomodal de transición, el periodo de floración sucede en plena época lluviosa, la mayoría de los árboles fructifican entre enero a julio. Durante el periodo de fructificación los árboles de *Cedrela odorata* pierden completamente sus hojas. Fue observada la fenología de un total de 17 árboles, cerca del 40% fructificó durante el periodo de observación, el árbol fértil más pequeño midió 30 cm de DAP. La semilla alada es dispersada por el viento; durante las evaluaciones fenológicas en los transectos se observó abundante regeneración natural menor de 50 cm de altura distribuida al azar en los alrededores del árbol semillero, no obstante, también se observó regeneración natural lejos del árbol semillero, pero escasa. La regeneración natural que crece en la restinga se ahoga en la primera inundación; la escasa presencia de brinzales en las parcelas de sotobosque parece confirmar esta observación.

En el bosque alto, el 40% de los árboles son emergentes, reciben luz completa tanto vertical como lateral, el 50% recibe plena iluminación en la parte superior de la copa, lo que pone en evidencia que se trata de una especie heliófita durable (ej., Manta, 1989; Lamprecht, 1990; Finegan, 1991). El 80% de los árboles del estrato superior presentan copas en forma de medio círculo y asimétrica.

Los individuos de *Cedrela odorata* fueron registrados solamente en los bosques de restinga de corta inundación, mientras que ningún individuo fue observado en los bosques de tahuampa con inundación más prolongada, lo cual indica que la especie es poco tolerante a la inundación. Entretanto, la densidad y el área basal registrado en la restinga alta revela que es una especie frecuente de estos bosques, encontrándose densidades de hasta 12 individuos/ha, con áreas basales de 0,17 m²/ha (Tabla 4.16).

Tabla 4.16. Distribución por clase diamétrica de individuos de *Cedrela odorata* en los bosques de restinga de los llanos inundables.

DAP (cm)	Restinga alta		Restinga baja		Tahuampa		Transectos	
	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m²/ha)	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m²/ha)	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m²/ha)	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m²/ha)
0-5	6,51	0,0068	0,00	0,0000	0,00	0,0000	1,25	0,0010
5-10	3,59	0,0253	3,26	0,0080	0,00	0,0000	1,15	0,0056
10-15	0,67	0,0092	0,33	0,0040	0,00	0,0000	0,42	0,0046
15-20	0,67	0,0142	0,33	0,0083	0,00	0,0000	0,73	0,0162
20-25	0,00	0,0000	0,33	0,0120	0,00	0,0000	0,21	0,0075
25-30	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,31	0,0169
30-35	0,33	0,0294	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,10	0,0083
35-40	0,33	0,0351	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,10	0,0110
40-45	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,10	0,0140
45-50	0,33	0,0540	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,31	0,0542
Suma	12,43	0,1739	4,26	0,0323	0,00	0,0000	4,69	0,1392

La distribución de los individuos en las diferentes clases diamétricas está graficada en la Figura 4.18 donde se observa el típico patrón "J" invertida, la figura también muestra la ausencia de individuos en el bosque de tahuampa.

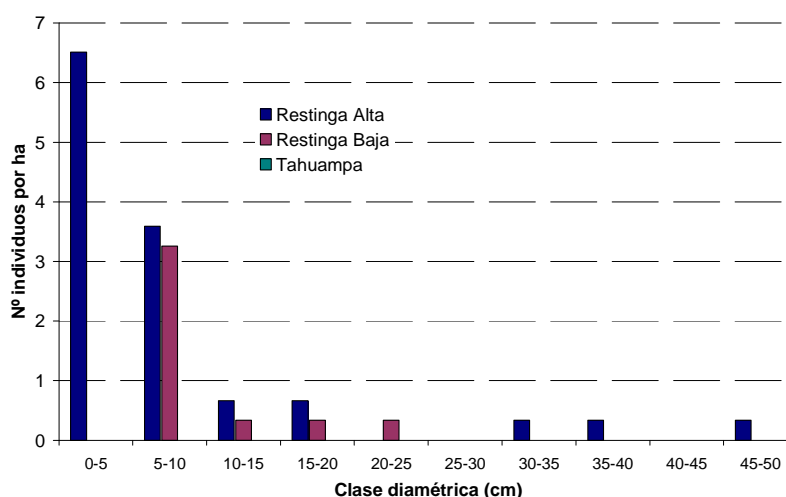


Figura 4.18. Distribución de los individuos de *Cedrela odorata* en las diferentes clases diamétricas censadas en los bosques de restinga.

Cedrela odorata obtuvo bajos valores de "IVI" en todos los tipos de bosques, tanto en el estrato superior como en el sotobosque (Figura 4.19). En el estrato superior de la restinga alta la dominancia relativa y la densidad relativa fueron similares, en tanto, en el estrato superior de la restinga baja la dominancia relativa fue menor a la densidad relativa, lo que indica un gran número de árboles con diámetros pequeños. En el sotobosque, la dominancia relativa en los bosques de restinga alta y baja fue mayor que su densidad relativa.

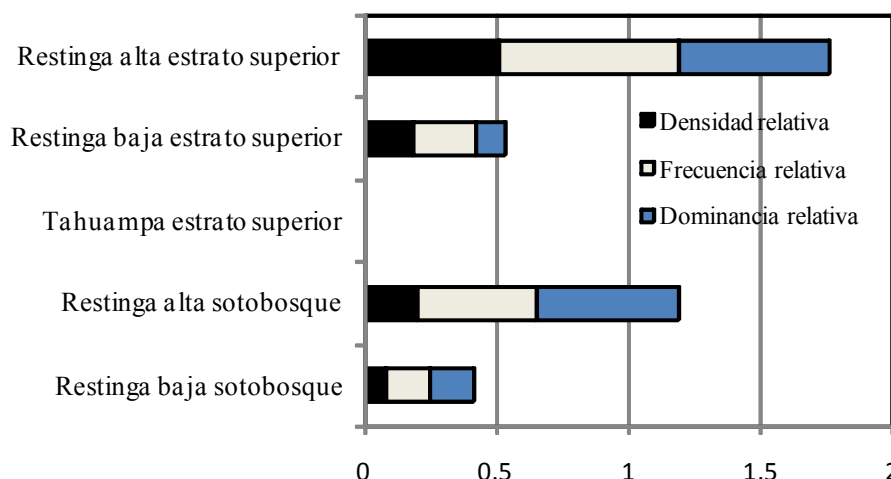


Figura 4.19. Índice de valor de importancia de *Cedrela odorata* en diferentes tipos de bosques de la llanura aluvial.

El incremento diamétrico medio y máximo anual de todos los individuos de *Cedrela odorata* muestra una tendencia creciente hacia la clase diamétrica 20-25 cm, donde alcanza incrementos de 1,50 y 2,60 cm/año, respectivamente (Figura 4.20), luego declina en las clases diamétricas superiores.

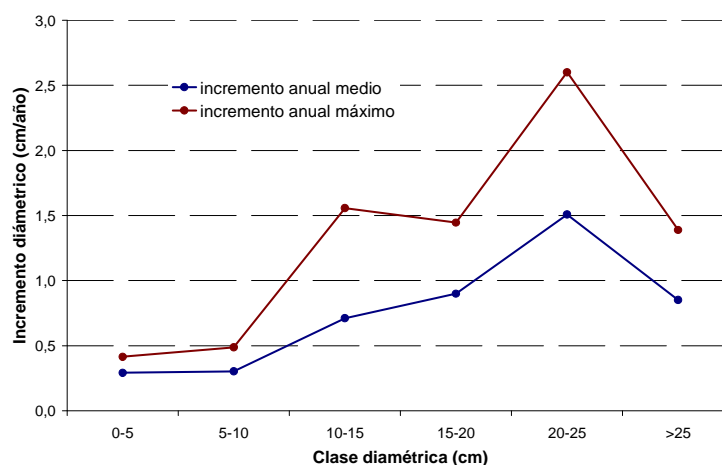


Figura 4.20. Incremento diamétrico medio (línea azul) y máximo (línea roja) anual de *Cedrela odorata* por clases diamétricas.

Con estos incrementos, el tiempo que requiere un árbol de *Cedrela odorata* para llegar a la clase diamétrica máxima registrada en el campo (>25 cm) es de aproximadamente 66 y 39 años respectivamente (Figura 4.21).

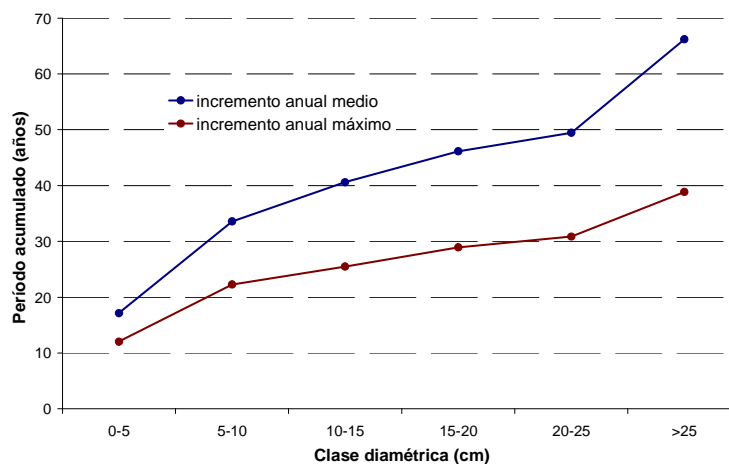


Figura 4.21. Período acumulado para que un árbol de *Cedrela odorata* llegue al tamaño máximo de una clase diamétrica teniendo en cuenta el incremento diamétrico medio (línea azul) y máximo (línea roja).

El modelo de crecimiento diamétrico ajustado mediante el paquete estadístico SAS STAT™ (SAS Institute, 2004a) muestra resultados aceptables de ($EMC=0,4917$ y $R^2=0,9967$). Los parámetros estimados resultantes del modelo son: $b_0=0,583$ y $b_1=-0,08231$.

El análisis gráfico del modelo ajustado confirma la bondad del ajuste, así la distribución de los diámetros observados versus los diámetros predichos muestran una línea que sigue una tendencia diagonal (Figura 4.22). Del mismo modo, la distribución de residuos frente a valores predichos de la variable diámetro medio (Figura 4.23) para la combinación indicada, no muestra tendencias anómalas de los datos que indiquen el incumplimiento de las hipótesis de normalidad, homogeneidad de varianza e independencia de residuos

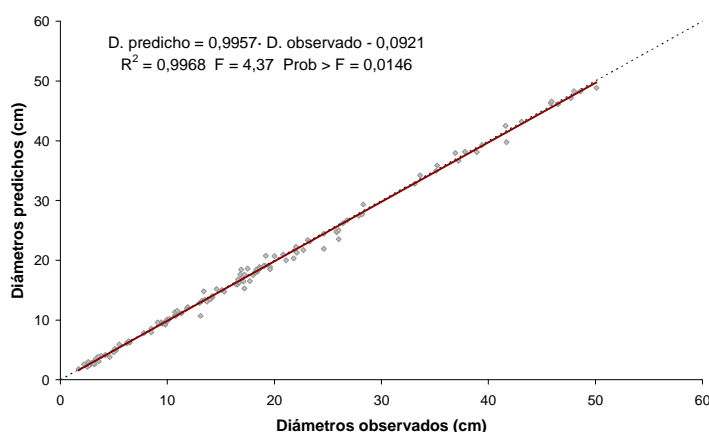


Figura 4.22. Diámetros observados frente a valores predichos de la variable diámetro medio para el modelo ajustado.

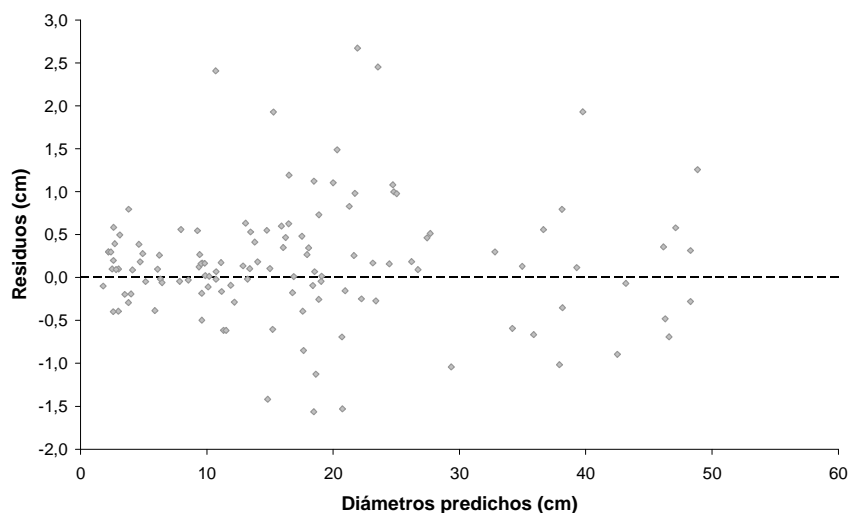


Figura 4.23. Residuos frente a valores predichos de la variable diámetro medio para el modelo ajustado.

De acuerdo con este modelo de crecimiento el punto máximo en la actual tasa de crecimiento en diámetro anual para los árboles de *Cedrela odorata* es 3,773 cm, 2,285 cm y 0,887 cm para árboles con baja, media y alta competencia entre pies, lo que ocurre cuando los árboles cuentan con DAP de 24,77, 24,28 y 22,88 cm, respectivamente; sin embargo, el tiempo que requiere un árbol de *Cedrela odorata* para alcanzar los diámetros indicados es muy variable de aproximadamente 7,73, 13,47 y 35,42 años, respectivamente (Figura 4.24).

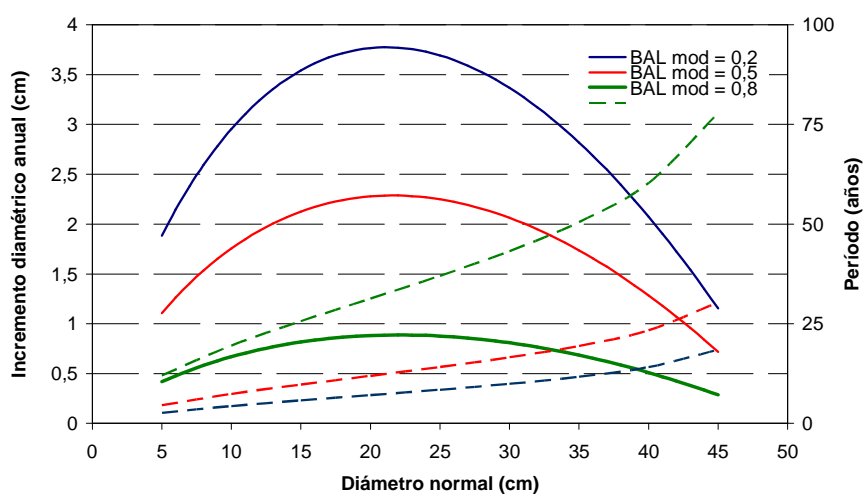


Figura 4.24. Incremento corriente anual y tiempo acumulado para que un árbol de *Cedrela odorata* llegue a un cierto diámetro con alta (línea verde), media (línea roja) y baja (línea azul) competencia entre individuos.

Los cálculos del crecimiento por clase diamétrica de *Cedrela odorata* (Tabla 4.14) podrían constituir una metodología apropiada para representar el crecimiento y rendimiento de esta especie; sin embargo, al compararlo con las predicciones del modelo de crecimiento desarrollado, los resultados son relativamente más bajos; no obstante, existe un enorme potencial de

crecimiento de esta especie sobre todo si tomamos como referencia el crecimiento máximo anual registrado. Asimismo, los registros de crecimiento pronosticados por el modelo muestran un crecimiento espectacular en los escenarios con baja y media competencia y lento en árboles con alta competencia; sin embargo, la escasa presencia de árboles en las clases diamétricas superiores a 25 cm de DAP limitan un mayor análisis; no obstante, nos da una idea de la tendencia del crecimiento de esta especie.

La madera de *Cedrela odorata* se extrae intensamente de los bosques inundables y es ampliamente utilizada en carpintería interior y exterior, así como en mobiliario e instrumentos musicales (Chichignoud *et al.*, 1990). Es frecuente en los bosques aluviales de restinga alta de corta inundación; el índice valor de importancia es en general muy bajo comparado con otras especies del llano inundable, aunque parece ser reflejo de la intensa extracción de los árboles por los pobladores locales quienes utilizan la madera de *Cedrela odorata* para subsistencia y comercio, en aserrío, construcción de canoas, muebles y madera en trozas para venta (Kvist *et al.*, 2001a). Esta situación evidencia la necesidad de proveer información sobre su ecología y crecimiento, así como para organizar las actividades de extracción.

La floración de *Cedrela odorata* fue observada durante la época lluviosa y la fructificación coincidió con la inundación. Los árboles de *Cedrela odorata* fructifican a partir de los quince años (Lampretch, 1990), cada fruto contiene entre 20 a 30 semillas aladas que son diseminadas por el viento (Lao & Flores, 1972). La abundante diseminación de la semilla, el bajo diámetro de los árboles fértiles y el rápido crecimiento de los árboles podrían contribuir a manejar la especie en el llano inundable, favoreciendo la regeneración natural liberando la base de los árboles semilleros y abriendo paulatinamente el dosel; sin embargo, su escasa resistencia a la inundación podría ser un factor en contra. En las subparcelas de restinga alta de corta inundación se observó hasta 12 individuos/ha mayores de 1,5 m de altura, que han superado las inundaciones anuales y se han consolidado en el sotobosque, empero, periodos de inundación más prolongados y niveles más altos podrían reducir las existencias de brinzales de *Cedrela odorata* (ej. Irion *et al.*, 1997). La muerte de plántulas de *Cedrela odorata* que fueron sometidas a inundación continua mayor de 30 días, es una clara demostración que esta especie es poco tolerante a la inundación; se asume que la existencia de brinzales en las parcelas del sotobosque de restinga alta podría ser consecuencia de las variaciones interanuales y decenales del régimen de lluvias y el nivel del agua de los ríos en la Amazonía (ej. Espinoza *et al.*, 2009a; Espinoza *et al.*, 2009b; Marengo, 2004), estrategia que podría ser explotada para manejar esta especie en los bosques inundables, la misma que sería complementada con trasplante tardío de brinzales criados en viveros temporales de las tierras más altas, puesto que la tolerancia a la inundación aumenta con el tamaño de los individuos (Gill, 1970).

El modelo de crecimiento muestra un incremento medio anual espectacular en el escenario de baja competencia y muy alentador en el escenario de media competencia, alcanzando en este último caso el punto óptimo de crecimiento muy temprano a la edad de 13 años, donde logra un DAP de 24,28, cifra muy superior al incremento de 8,11 mm/año logrado en la Reserva Ducke de

Manaos (Loureiro *et al.*, 1979). No obstante, la baja densidad de árboles de *Cedrela odorata* registrados en el estrato superior es un claro indicio que la extracción está superando la capacidad productiva del bosque; empero, la abundante y temprana producción de semillas de los árboles y el rápido crecimiento de las plantas, aboga la posibilidad de un aprovechamiento sostenido (ej. Lampretch, 1990).

A fin de incentivar la producción de madera de *Cedrela odorata* sería recomendable practicar el trasplante tardío compatibilizando con la variación interanual y decenal del régimen de lluvias y del nivel del río. La aplicación de aclareos en el dosel superior y raleos alrededor de las plantas estimularía el crecimiento de los brinzales debido a su temperamento heliófita durable.

Basada en este comportamiento, Dawkins (1958), plantea que el manejo de *Cedrela odorata* debería orientarse hacia la conversión del bosque en un rodal relativamente uniforme bajo un sistema silvicultural monocíclico. La propuesta de orientar la conversión del bosque inundable en un bosque homogéneo con especies heliófitas durables de interés comercial como *Cedrela odorata* parece interesante debido a los atributos de la llanura de inundación; sin embargo, es bastante cuestionable dada la susceptibilidad de la especie al ataque de *Hypsipyla grandella* (Dourojeanni, 1965) y la naturaleza heterogénea de este ecosistema (Dancé & Ojeda, 1979; Gentry, 1988); a pesar que los bosques inundables son menos heterogéneos que los bosques de tierra de firme (Gentry & Terborgh, 1990; Puhakka & Kalliola, 1993). Lampretch (1990) recomienda no cultivar *Cedrela odorata* en rodales puros sino en mezclas con otras especies adecuadas con el objetivo de producir de diez a veinte árboles de buena calidad por hectárea.

4.3.3. *Ceiba samauma* (C. Martius & Zuccarini) Schumann

Ceiba samauma presenta un patrón fenológico monomodal de transición, el periodo de floración ocurre en plena época lluviosa, durante este periodo los árboles están totalmente defoliados. La fructificación y la aparición de hojas nuevas se efectúa en conjunción con la vaciante del río. En los transectos de restinga alta fue observada la fenología de 12 árboles adultos productores de frutos, el árbol más pequeño con frutos midió 19,6 cm de DAP.

Los frutos de *Ceiba samauma* contienen entre 160 a 170 semillas cubiertas por una fibra lisa algodonosa, que facilita su dispersión por el viento, formando grupos de semillas (Lao & Flores, 1972; Kroll *et al.*, 1994), por esa razón, es frecuente observar en el bosque pequeños gremios de plantitas lejos del árbol semillero. La regeneración natural que crece en la restinga muere progresivamente por falta de iluminación ya que esta especie es exigente en luz desde sus primeros estadios.

En el estrato superior de la restinga, el 54% de los árboles reciben luz solo por la parte superior de la corona, mientras que el 36% son emergentes, es decir, reciben luz completa por la parte superior y lateral de la copa (ej. Lao, 1970), lo que confirma su temperamento heliófita durable (Kroll *et al.*, 1994). El 73% de los árboles del estrato superior presentan copas asimétricas y escasas.

Los árboles de *Ceiba samauma* tienen preferencia por los bosques de restinga de corta inundación, encontrándose densidades de hasta 7,51 individuos/ha, con áreas basales de 0,022 m²/ha (Tabla 4.17), siendo rara su presencia en los bosques de tahuampa, lo cual sería un indicio de poca tolerancia a inundaciones prolongadas.

Tabla 4.17. Distribución por clase diamétrica de individuos de *Ceiba samauma* en los bosques de restinga y tahuampa de los llanos inundables.

DAP (cm)	Restinga alta		Restinga baja		Tahuampa		Transectos	
	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m ² /ha)	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m ² /ha)	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m ² /ha)	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m ² /ha)
0-5	3,26	0,0009	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,10	0,0001
5-10	3,26	0,0092	0,00	0,0000	0,33	0,0019	0,10	0,0003
10-15	1,00	0,0127	0,67	0,0076	0,00	0,0000	0,10	0,0011
15-20	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,21	0,0054
20-25	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,10	0,0039
25-30	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,10	0,0072
30-35	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000
35-40	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000
40-45	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000
45-50	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000
50-55	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,10	0,0219
55-60	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000
60-65	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,10	0,0325
65-70	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,10	0,0349
70-75	0,00	0,0000	0,33	0,1283	0,00	0,0000	0,10	0,0436
>75	0,00	0,0000	0,33	0,1914	0,00	0,0000	0,42	0,2198
Suma	7,51	0,0228	1,33	0,3273	0,33	0,0019	1,56	0,3705

La distribución de los individuos en las diferentes clases diamétricas está graficada en la Figura 4.25, donde se observa un patrón atípico debido a la escasa presencia de individuos en las clases diamétricas intermedias.

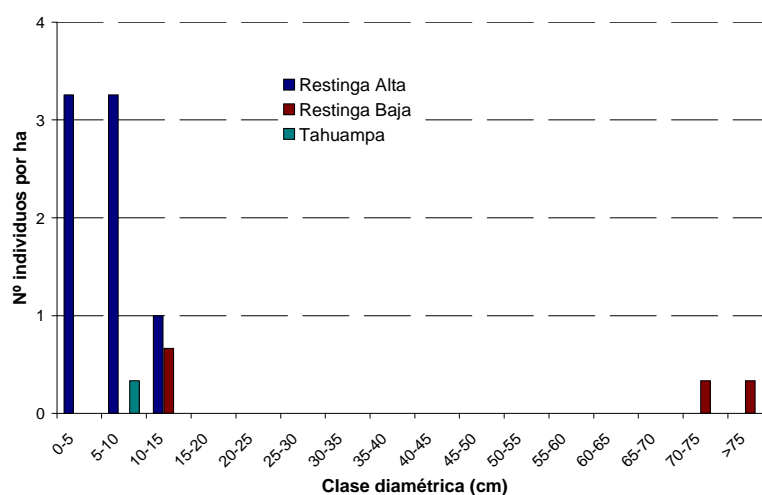


Figura 4.25. Distribución de los individuos de *Ceiba samauma* en las diferentes clases diamétricas censadas en los tres tipos de bosques.

Ceiba samauma obtuvo bajos valores de "IVI" en todos los tipos de bosques, tanto en el estrato superior como en el sotobosque (Figura 4.26). En el estrato superior de la restinga alta la

dominancia relativa fue mayor que la densidad relativa, lo que muestra que los individuos alcanzaron diámetros más grandes que los diámetros del bosque.

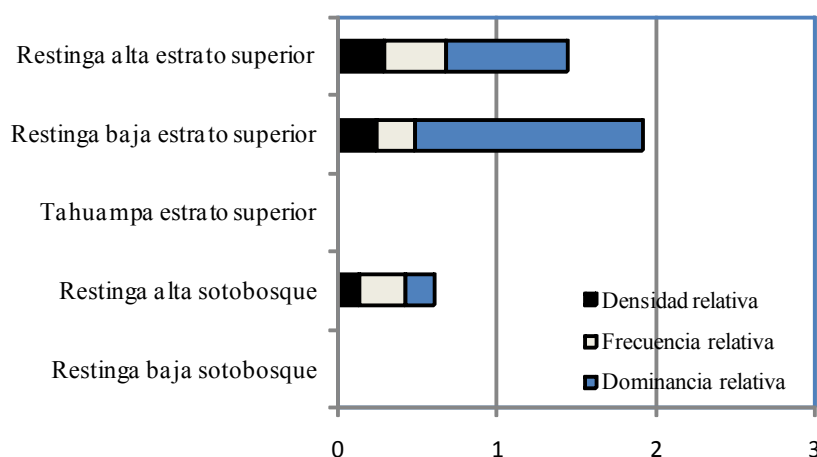


Figura 4.26. Índice de valor de importancia de *Ceiba samauma* en diferentes tipos de bosques de la llanura aluvial.

El incremento diamétrico medio anual de todos los individuos de *Ceiba samauma* muestra un comportamiento decreciente hacia las clases diamétricas superiores, mostrando el valor más alto en la clase diamétrica 10–15 cm donde alcanza incremento de 0,97 cm/año; considerando solo el incremento máximo, los árboles logran hasta 1,70 cm/año en la misma clase diamétrica (Figura 4.27). Con estos incrementos, el tiempo que necesita un árbol de *Ceiba samauma* para llegar a las clases diamétricas mayores de 60 cm es de aproximadamente 132 y 89 años, respectivamente (Figura 4.28).

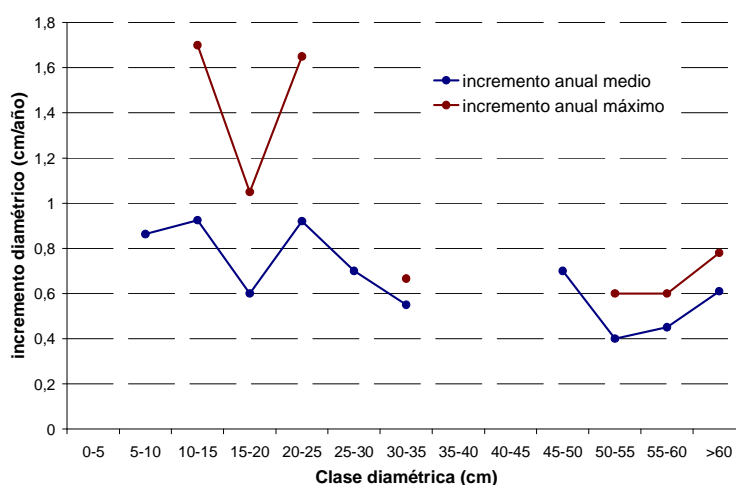


Figura 4.27. Incremento diamétrico medio (línea azul) y máximo (línea roja) anual de *Ceiba samauma* por clases diamétricas.

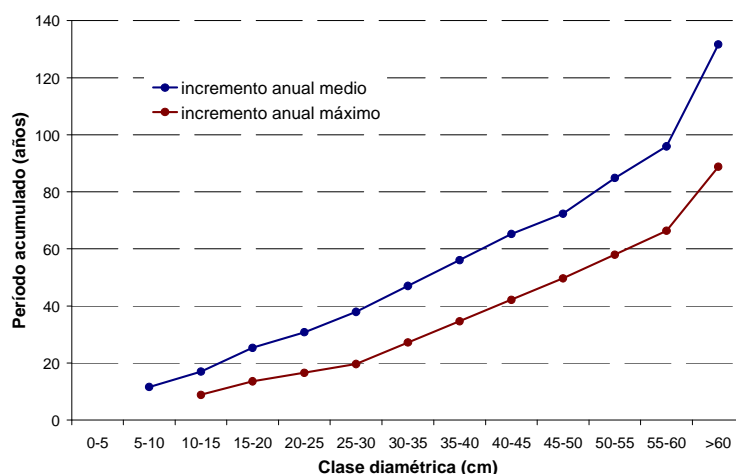


Figura 4.28. Periodo acumulado para que un árbol de *Ceiba samauma* llegue al tamaño máximo de una clase diamétrica teniendo en cuenta el incremento diamétrico medio (línea azul) y máximo (línea roja).

El modelo de crecimiento diamétrico ajustado mediante el paquete estadístico SAS STAT™ (SAS Institute, 2004a) muestra resultados aceptables de ($EMC=0,6595$ y $R^2 Adj = 0,9993$). Los parámetros estimados resultantes del modelo son: $b_0=0,040835$ y $b_1=-0,00342$.

El análisis gráfico del modelo ajustado confirma la bondad del ajuste, así la distribución de los diámetros observados versus los diámetros predichos muestran una línea que sigue una tendencia diagonal (Figura 4.29). Del mismo modo, la distribución de residuos frente a valores predichos de la variable diámetro medio (Figura 4.30) para la combinación indicada, no muestra tendencias anómalas de los datos que indiquen el incumplimiento de las hipótesis de normalidad, homogeneidad de varianza e independencia de residuos.

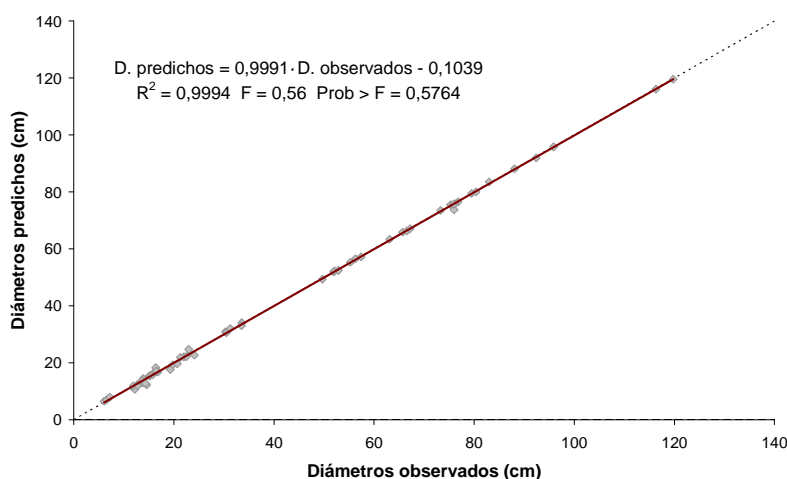


Figura 4.29. Diámetros observados frente a valores predichos de la variable diámetro medio para el modelo ajustado.

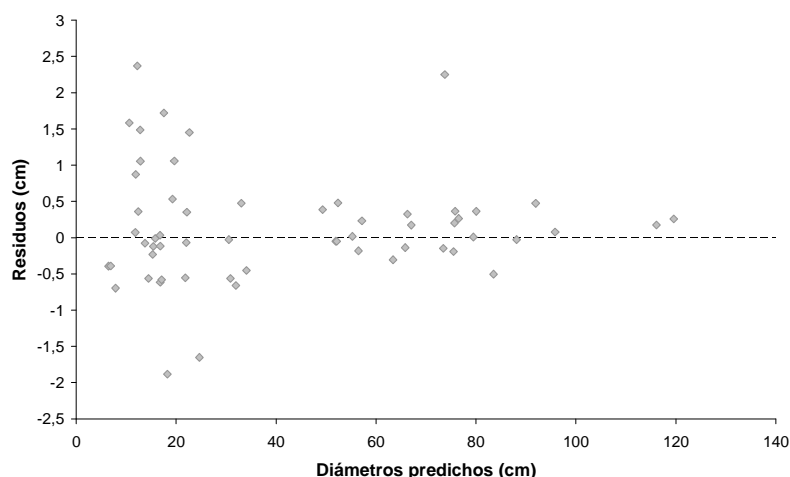


Figura 4.30. Residuos frente a valores predichos de la variable diámetro medio para el modelo ajustado.

De acuerdo con este modelo de crecimiento el punto máximo en la actual tasa de crecimiento en diámetro anual para los árboles de *Ceiba samauma* es 0,693 cm, 0,432 cm y 0,172 cm para árboles con baja, media y alta competencia entre pies, lo que ocurre cuando los árboles cuentan con DAP muy similares que van desde 63,69, 63,43 y 63,17 cm, respectivamente; sin embargo, el tiempo que requiere un árbol de *Ceiba samauma* para alcanzar los diámetros indicados es de aproximadamente 164,7, 264,69 y 664,30 años, respectivamente (Figura 4.31).

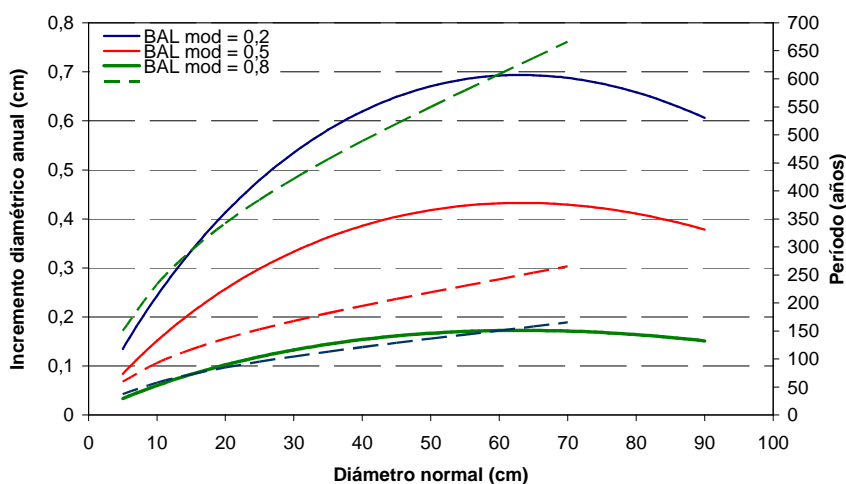


Figura 4.31. Incremento corriente anual y tiempo acumulado para que un árbol de *Ceiba samauma* llegue a un cierto diámetro con alta (línea verde), media (línea roja) y baja (línea azul) competencia entre individuos.

Los cálculos del crecimiento por clase diamétrica de *Ceiba samauma* (Tabla 4.14) dan la impresión de ser una metodología apropiada para representar el crecimiento y rendimiento de esta especie; sin embargo, debido a la ausencia de individuos en las clases diamétricas

intermedias resulta complicado compararlo con las predicciones del modelo de crecimiento desarrollado.

El crecimiento medio real obtenido por los árboles de *Ceiba samauma* es modesto, no obstante, el incremento máximo real es bueno, lo que indica que tiene un potencial para crecer si se presentan las condiciones adecuadas.

Los registros de crecimiento del modelo muestran incrementos modestos y muy modestos en los escenarios con baja, media y alta competencia, respectivamente, que se traduce en crecimiento lento de los árboles. Este resultado está muy condicionado por la falta de individuos en las distintas clases diamétricas, por lo que deben tomarse con mucho cautela.

La madera de *Ceiba samauma* tiene fácil aserrado, y es utilizada en carpintería, cajonería y mobiliario corriente (JUNAC, 1981). Asimismo, puede ser utilizada en la fabricación de canoas, balsas, relleno de paneles, pulpa papel, tableros y laminados, así como destinarse a la producción de carbón (PROMPEX *et al.*, 2002; Izquierdo, 1993). Los pobladores locales de Jenaro Herrera utilizan los troncos de *Ceiba samauma* como postes debido a que presentan fuste recto y sin ramas (Kvist *et al.*, 2001a). La industria del laminado en la zona utiliza la madera desenrollada para relleno de paneles, pero en cantidades pequeñas.

Ceiba samauma es frecuente en los bosques aluviales de restinga baja de corta inundación; el índice valor de importancia es en general muy bajo comparado con otras especies del bosque inundable. Esta situación corrobora la necesidad de proveer información sobre su ecología y crecimiento, así como para organizar las actividades de extracción ante un posible incremento de los volúmenes de extracción.

La floración de *Ceiba samauma* coincide con la época lluviosa y la fructificación es en conjunción con la vaciante de los ríos amazónicos. Los frutos contienen abundante semilla cubierta con una capa algodonosa que facilita su dispersión por el viento, dando la apariencia de una "lluvia de semillas" (ej. Godínez-Ibarra *et al.*, 2007), las semillas se establecen lejos del árbol semillero dando origen a pequeñas cohortes de plantitas que paulatinamente van marchitándose por falta de luz, ya que esta especie es oportunista y regenera bien en claros naturales del bosque primario (ej. Kroll *et al.*, 1994). La abundante regeneración natural y el bajo diámetro de los árboles productores de frutos podrían coadyuvar a manejar la especie en el bosque inundable, mediante la recolección de las plantitas que germinan en la restinga para criarlos en viveros temporales de las tierras altas hasta una longitud de 40-50 cm, tamaño en que pueden ser trasplantadas en los claros de las zonas más altas de la restinga para favorecer la regeneración de la especie, compatibilizando con las variaciones interanuales y decenales del régimen de lluvias y el nivel del agua de los ríos en la Amazonía (ej., Espinoza *et al.*, 2009a; Espinoza *et al.*, 2009b; Marengo, 2004).

Un experimento sobre inmersión de plantas menores de 50 cm en el río, revela que no tolera la exposición mayor de 45 días. En las parcelas del sotobosque fue observado hasta 7 individuos/ha mayores de 1,5 m de altura que se han consolidado en el sotobosque.

El buen incremento máximo real registrado en las parcelas del bosque inundable permitiría el aprovechamiento de árboles de diámetro mínimo variable según el uso que se destine el árbol; por ejemplo, para postes sería suficiente extraer árboles de 30 cm de DAP y para laminado árboles a partir de 60 cm de DAP, en el primer caso se podría apear árboles a la edad de 35 años y para laminado se requeriría un tiempo de 78 años. El aprovechamiento de árboles con los DAP propuestos no tendría repercusiones en la regeneración de la especie, debido a que se ha observado fructificación de árboles con DAP menores. El crecimiento de *Ceiba samauma* podría incrementarse si se efectúan tratamientos óptimos de liberación del dosel superior para facilitar el ingreso de luz a los brinzales. Asimismo, el temperamento ecológico de la especie podría orientar su aprovechamiento convirtiendo el bosque en un rodal relativamente uniforme mezclada con otras especies emergentes como *Cedrela odorata* bajo un sistema silvicultural monocíclico (Dawkins, 1958).

4.3.4. *Endlicheria verticillata* Mez

Los árboles de *Endlicheria verticillata* muestran un patrón fenológico monomodal de transición, el periodo de floración dura 4 meses y coincide con la época lluviosa, la fructificación de los árboles es amplia, ocurre durante parte de la época lluviosa, extendiéndose hasta la creciente y el inicio de la vaciante. En el periodo de observación se registró un total de 5 árboles, el árbol fértil más pequeño midió 56 cm de DAP. La dispersión de los frutos es efectuada por tucanes, la regeneración que crece debajo del árbol semillero muere en la siguiente inundación debido a que los árboles semilleros están ubicados en la parte más profunda de la restinga baja, por esta razón es escasa la presencia de brinzales en las parcelas de sotobosque.

En el estrato superior, más del 50% de los árboles reciben luz parcial en la copa. Todos los árboles registrados en el estrato superior y en el sotobosque presentan copa asimétrica y muestran preferencia por bosques semiabiertos. El patrón fenológico y el temperamento ecológico de los árboles del estrato superior del bosque son propios de especies del grupo esciófita parcial (ej. Finegan, 1991).

Los individuos de *Endlicheria verticillata* fueron registrados en los tres tipos de bosques inundables, mostrando mayor preferencia por los bosques de restinga baja, donde se puede encontrar hasta 10,43 individuos por hectárea con área basal bastante baja de 0,032 m²/ha (Tabla 4.18). La distribución de los individuos en las diferentes clases diamétricas está graficada en la Figura 4.32 donde se observa el patrón característico "J" invertida.

Tabla 4.18. Distribución por clase diamétrica de individuos de *Endlicheria verticillata* en los bosques inundables.

DAP (cm)	Restinga alta		Restinga baja		Tahuampa		Transectos	
	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m²/ha)	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m²/ha)	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m²/ha)	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m²/ha)
0-5	3,26	0,0004	6,51	0,0028	0,00	0,0000	1,56	0,0010
5-10	0,00	0,0000	3,26	0,0172	0,33	0,0021	1,15	0,0051
10-15	0,00	0,0000	0,33	0,0050	0,00	0,0000	0,31	0,0037
15-20	0,00	0,0000	0,33	0,0072	0,00	0,0000	0,10	0,0031
20-25	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000
25-30	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,10	0,0067
30-35	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,10	0,0096
> 35	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,21	0,0563
Suma	3,26	0,0004	10,43	0,0321	0,33	0,0021	3,54	0,0856

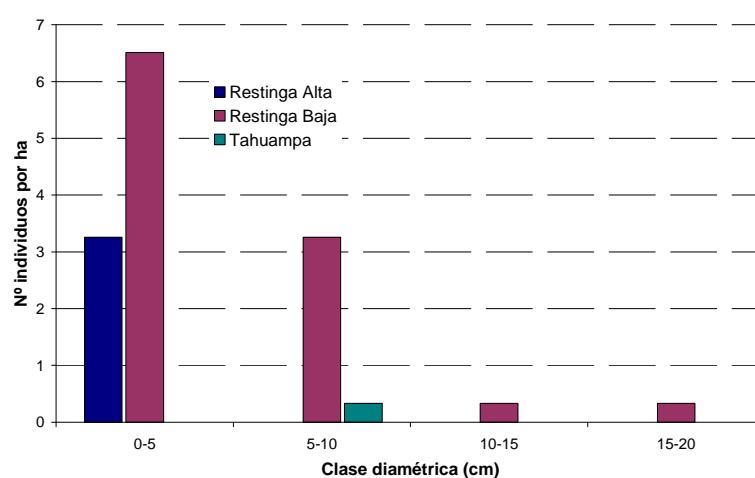


Figura 4.32. Distribución de los individuos de *Endlicheria verticillata* en las diferentes clases diamétricas censadas en los tres tipos de bosques.

Endlicheria verticillata obtuvo bajos valores de "IVI" en todos los tipos de bosques, tanto en el estrato superior como en el sotobosque (Figura 4.33). En el estrato superior de la restinga baja la dominancia relativa fue menor a la densidad relativa; mientras que, en el sotobosque de la restinga baja la dominancia relativa fue mayor que su densidad relativa, lo que muestra que los individuos fueron más grandes que los diámetros promedios del sotobosque.

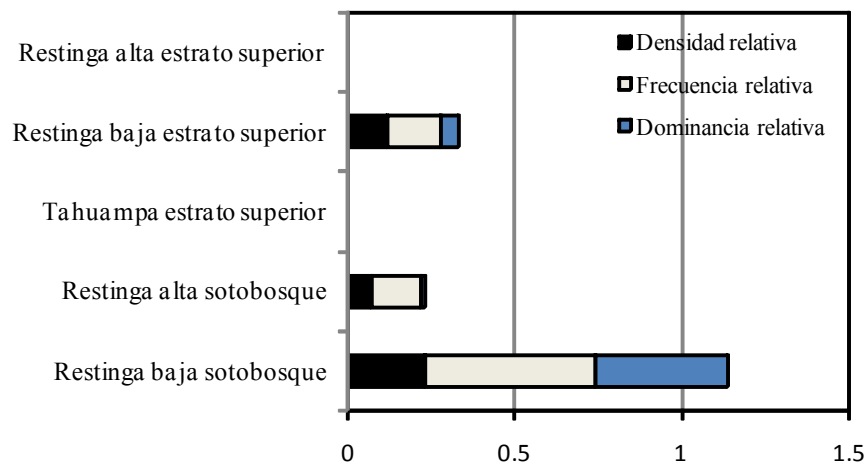


Figura 4.33. Índice de valor de importancia de *Endlicheria verticillata* en diferentes tipos de bosques de la llanura aluvial.

Los incrementos diamétricos medio y máximo anual de los individuos de *Endlicheria verticillata* muestran comportamiento con tendencia creciente hasta la clase diamétrica 20-25 cm, donde alcanzan 0,95 y 1,50 cm/año, respectivamente (Figura 4.34), luego declina hacia las clases diamétricas superiores.

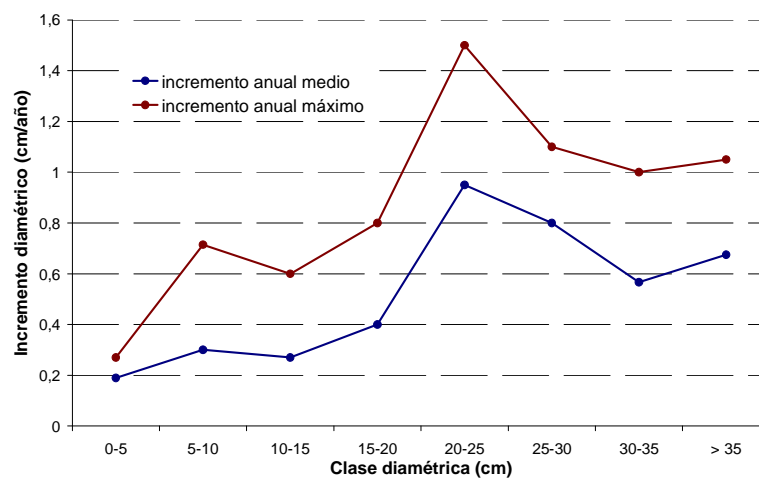


Figura 4.34. Incremento diamétrico medio (línea azul) y máximo (línea roja) anual de *Endlicheria verticillata* por clases diamétricas.

Teniendo en cuenta los incrementos anteriormente citados, el tiempo que necesita un árbol de *Endlicheria verticillata* para llegar a la clase diamétrica máxima de los árboles registrados en las parcelas de crecimiento (>35 cm) es de 133 y 77 años, respectivamente (Figura 4.35).

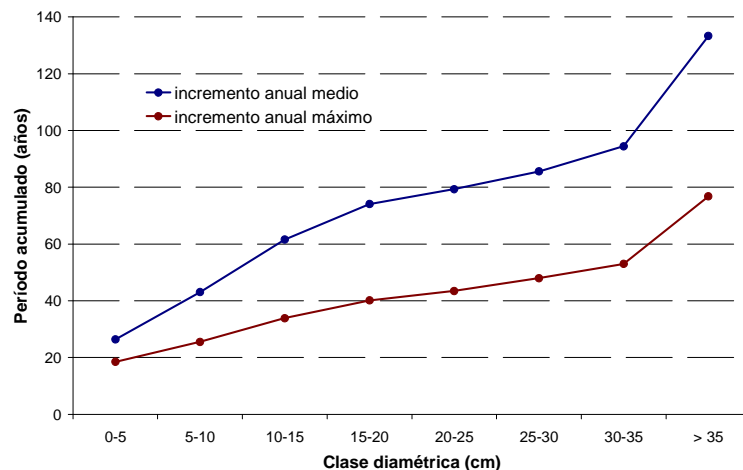


Figura 4.35. Período acumulado para que un árbol de *Endlicheria verticillata* llegue al tamaño máximo de una clase diamétrica teniendo en cuenta el incremento diamétrico medio (línea azul) y máximo (línea roja).

El modelo de crecimiento diamétrico ajustado mediante el paquete estadístico SAS STAT™ (SAS Institute, 2004a) muestra resultados aceptables de ($EMC=0.3324$ y $R^2_{Adj}=0.9958$). Los parámetros estimados resultantes del modelo son: $b_0=0,250278$ y $b_1=-0,03102$.

El análisis gráfico del modelo ajustado confirma la bondad del ajuste, así la distribución de los diámetros observados versus los diámetros predichos muestran una línea que sigue una tendencia diagonal (Figura 4.36).

Del mismo modo, la distribución de residuos frente a valores predichos de la variable diámetro medio (Figura 4.37) para la combinación indicada, no muestra tendencias anómalas de los datos que indiquen el incumplimiento de las hipótesis de normalidad, homogeneidad de varianza e independencia de residuos.

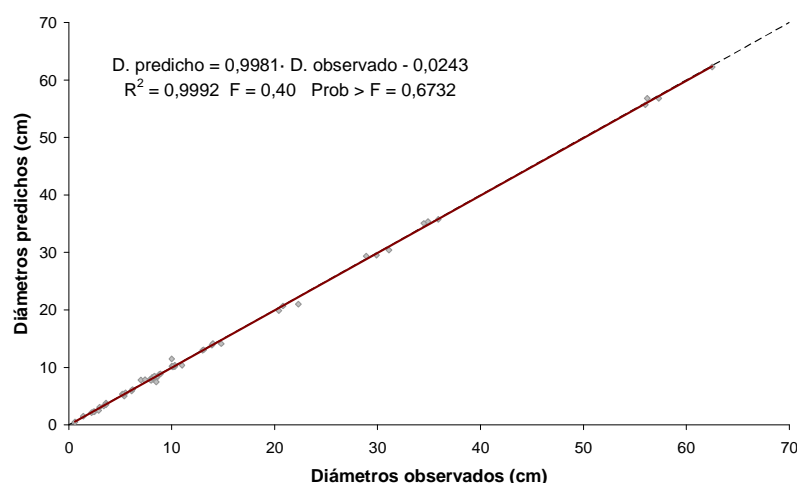


Figura 4.36. Diámetros observados frente a valores predichos de la variable diámetro medio para el modelo ajustado.

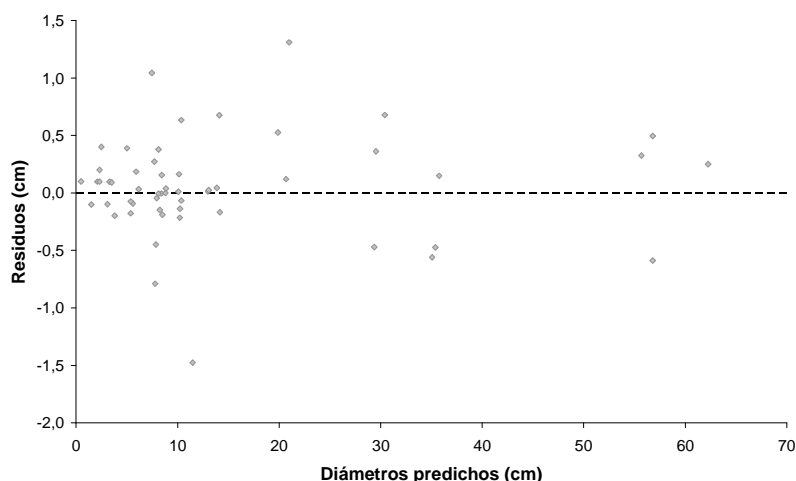


Figura 4.37. Residuos frente a valores predichos de la variable diámetro medio para el modelo ajustado.

De acuerdo con este modelo de crecimiento el punto máximo en la actual tasa de crecimiento en diámetro anual para los árboles de *Endlicheria verticillata* es 1,997 cm, 1,232 cm y 0,486 cm para árboles con baja, media y alta competencia entre pies, lo que ocurre cuando los árboles cuentan con DAP de 29,99, 29,23 y 29,48 cm, respectivamente; sin embargo, el tiempo que requiere un árbol de *Endlicheria verticillata* para alcanzar los diámetros indicados es de aproximadamente 21,21, 35,52 y 90,79 años, respectivamente (Figura 4.38).

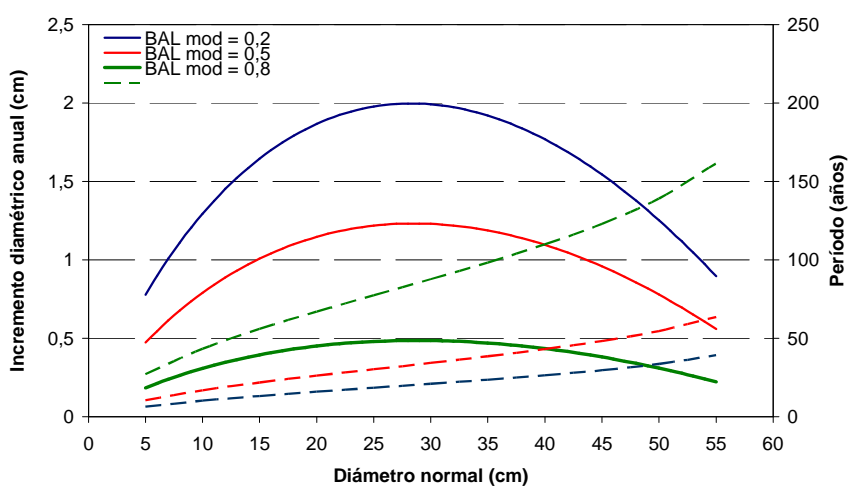


Figura 4.38. Incremento corriente anual y tiempo acumulado para que un árbol de *Endlicheria verticillata* llegue a un cierto diámetro con alta (línea verde), media (línea roja) y baja (línea azul) competencia entre individuos.

Los cálculos del crecimiento real por clase diamétrica de *Endlicheria verticillata* (Tabla 4.14) parecen ser una metodología apropiada para representar el crecimiento y rendimiento de esta especie; sin embargo, al compararlo con las pronósticos del modelo de crecimiento desarrollado, los resultados del crecimiento real por clase diamétrica son considerablemente bajos.

Los resultados del crecimiento con el modelo ajustado parecen ser más alentadores, por ejemplo, si consideramos el incremento en el escenario de media competencia entre pies, los árboles de *Endlicheria verticillata* llegan a obtener un DAP de 35 cm a la edad aproximada de 40 años, mucho más promisorio es el incremento en el escenario de baja competencia entre pies, donde alcanza 35 cm de DAP a la edad aproximada de 24 años; sin embargo, resulta poco probable de lograr dada la alta densidad de árboles en los bosques tropicales inundables.

La madera de *Endlicheria verticillata* es utilizada como aserrada en la construcción de exteriores e interiores de viviendas rurales (Kvist *et al.*, 2001a), la industria de transformación de madera en la zona también suele procesar la madera de esta especie. En las estadísticas oficiales aparece dentro del grupo de las "moenas", cuya denominación internacional es "imbuía". *Endlicheria verticillata* es frecuente en los bosques aluviales de restinga baja de corta inundación; el índice valor de importancia es muy bajo comparado con otras especies del bosque inundable y probablemente se debe a su lento crecimiento; sin embargo, su inclusión dentro de las especies de interés comercial, aboga por la necesidad de proporcionar información sobre su ecología y crecimiento, así como para organizar las actividades de extracción.

La floración de *Endlicheria verticillata* fue observada durante la época lluviosa y la fructificación es extensa, abarca parte de la época lluviosa, la inundación y concluye en la vaciante de los ríos, donde arroja sus semillas al suelo. Cada fruto contiene una sola semilla con testa leñosa, los tucanes se alimentan del mesocarpio y contribuyen a la diseminación de la semilla debajo del árbol semillero. *Endlicheria verticillata* es una especie con algunos trastornos reproductivos caracterizada por largos periodos infértiles, aunque también se ha presentado importantes "años semilleros" como la registrada en enero del año 2000 donde fructificaron todos los árboles observados. La consistencia de la semilla es al parecer un factor que retarda la germinación y que contribuye a la eliminación de las plántulas por exposición prolongada a la inundación; la escasa presencia de brinzales en el sotobosque es una muestra de lo que está ocurriendo con esta especie. Ante esta situación, lo recomendable sería colectar los frutos debajo del árbol semillero para producir plántulas en el vivero temporal de las tierras altas, luego en el siguiente periodo de vaciante serían trasplantados con longitudes que le permitan sobrevivir a los embates de la próxima creciente. Esta actividad debería ser complementada con la apertura de claros en el dosel y la liberación de la competencia que favorezca el ingreso de luz y espacio para el crecimiento de las plántulas, toda vez que se ha observado importantes incrementos en el escenario de baja competencia entre pies.

La estructura del rodal de *Endlicheria verticillata* es adecuada para implementar sistemas silviculturales policíclicos que se concentre en las especies con características similares como por ejemplo las especies del grupo de moenas (*Aniba* sp. y *Ocotea cernua*), esto permitiría además reducir los costos de apeo, extracción y transporte; atenuando al mismo tiempo la fuerte presión extractiva sobre las especies comercialmente más valiosas del bosque.

El incremento moderado logrado por *Endlicheria verticillata* en el escenario de media competencia entre pies podría ampliarse si se practican liberaciones del dosel superior,

reduciendo de esta manera el periodo de cosecha a menos de 40 años para extraer árboles de 35 cm de DAP; sin embargo, esta propuesta podría tener el inconveniente de que los árboles fértiles muestran periodos reproductivos irregulares. En adición a esto, la preferencia de esta especie por bosques de restinga baja de mayor periodo de inundación que la restinga alta podría limitar el crecimiento de los árboles.

4.3.5. *Guarea macrophylla* M. Vahl

Guarea macrophylla presenta un patrón fenológico monomodal de transición, la floración se inicia en diciembre y persiste hasta mayo, no obstante, el mayor número de árboles florece entre enero y febrero, coincidiendo con la época lluviosa y el inicio de la inundación; mientras que la fructificación ocurre en conjunción con la vaciante de los ríos amazónicos.

Durante el periodo de observación fenológica se registró un total 26 árboles, observándose la fructificación del 70% de los árboles, el árbol productivo más pequeño midió 15 cm de DAP.

Los frutos contienen un mesocarpio dulzón que sustenta la dieta alimenticia de aves como el tucán y pava pishco (*Querula purpurata*), luego arrojan la semilla debajo del árbol semillero (Holdbrook, 2003). Los frutos que caen al suelo son ingeridos por ratones (Torres, 2001). Cada fruto contiene entre 4-5 semillas de 1-1,3 cm de largo y 0,6-0,8 cm de ancho (Spichiger *et al.*, 1990).

Cada árbol semillero produce abundante semilla, sin embargo, no logran germinar, como consecuencia de esto, se ha observado escaso número de brinzales en el sotobosque.

El estrato superior presenta un elevado número de árboles, cerca del 40% de estos árboles reciben plena luz por la parte superior de la corona, mientras que el 27% recibe parcialmente luz por la parte superior de la copa y el 25% de los árboles solo recibe iluminación por la parte lateral de la copa, lo que podría demostrar que se trata de una especie esciófita parcial (ej. Finegan, 1991). El 67% de los árboles registrados en el estrato superior presentan copa asimétrica y rala, la gran mayoría de los árboles registrados están presentes en bosques semiabiertos.

Los individuos de *Guarea macrophylla* vegetan en los tres tipos bosques estudiados, sin embargo, ocurren con una abundancia relativamente alta en el bosque de restinga alta, donde fueron registrados hasta 36 individuos por hectárea con más de 1,8 m²/ha (Tabla 4.19). La presencia de la especie en los otros tipos de bosques es menor, aunque pequeños individuos fueron registrados, lo que indica que la especie podría estar en una fase de colonización de estos bosques. La distribución de los individuos en las diferentes clases diamétricas está graficada en la Figura 4.39 donde se observa el típico patrón de "J" invertida.

Tabla 4.19. Distribución por clase diamétrica de individuos de *Guarea macrophylla* en los tres tipos de bosques inundables.

DAP (cm)	Restinga alta		Restinga baja		Tahuampa		Transectos	
	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m²/ha)	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m²/ha)	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m²/ha)	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m²/ha)
0-5	9,77	0,0055	6,51	0,0032	3,67	0,0238	6,04	0,0046
5-10	14,02	0,0388	11,10	0,0537	5,67	0,0721	6,04	0,0254
10-15	2,00	0,0230	4,59	0,0489	0,33	0,0060	2,50	0,0324
15-20	1,33	0,0308	1,00	0,0252	0,00	0,0000	1,46	0,0353
20-25	1,00	0,0384	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,83	0,0302
25-30	1,33	0,0760	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,83	0,0471
30-35	0,67	0,0564	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,73	0,0604
35-40	1,33	0,1401	0,33	0,0344	0,00	0,0000	0,83	0,0848
40-45	0,33	0,0421	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,42	0,0598
45-50	0,67	0,1215	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,63	0,1079
50-55	1,67	0,3584	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000
55-60	0,33	0,0795	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,21	0,0531
60-65	0,33	0,1000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000
65-70	1,00	0,3590	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000
70-75	0,33	0,1327	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000
>75	0,33	0,2628	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,21	0,1048
Suma	36,45	1,8650	23,53	0,1655	9,67	0,1019	20,73	0,6458

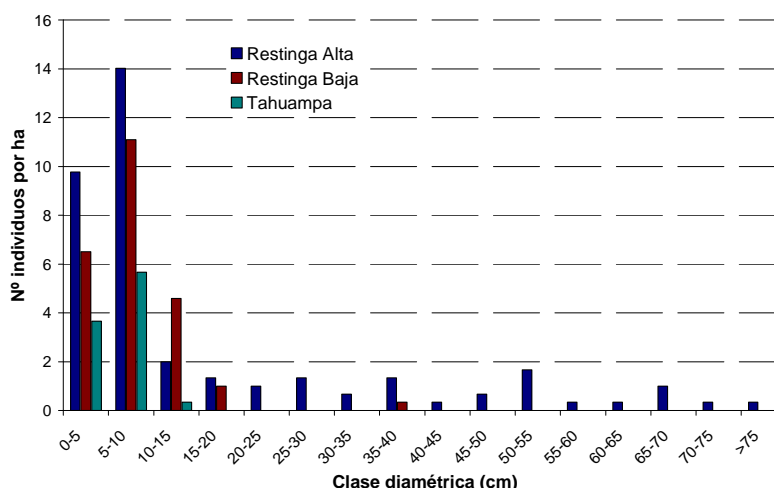


Figura 4.39. Distribución de los individuos de *Guarea macrophylla* en los tres tipos de bosques inundables.

Guarea macrophylla obtuvo elevados valores de "IVI" en el estrato superior de la restinga alta, alcanzando 61% del total con respecto a los otros tipos de bosques y estratos donde fue registrada. En el estrato superior de la restinga alta la dominancia relativa fue el doble de la densidad relativa, lo que denota que los individuos alcanzaron diámetros más grandes que los diámetros promedios del bosque (Figura 4.40).

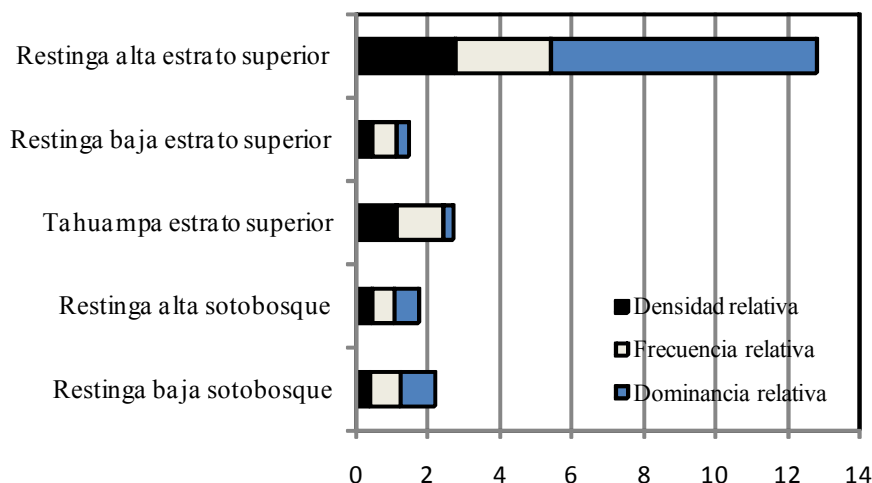


Figura 4.40. Índice de valor de importancia de *Guarea macrophylla* en los tres tipos de bosques inundables.

El incremento diamétrico de todos los individuos de *Guarea macrophylla* presenta un comportamiento con tendencia creciente hacia las clases diamétricas más altas, observándose un pequeño declive en la clase diamétrica superior de 40 cm. El incremento medio anual obtiene su valor más alto en la clase diamétrica de 35-40 cm donde alcanza 0,69 cm/año; mientras que el incremento máximo anual presenta su valor más alto en la clase diamétrica de 30-35 cm donde logra 1,23 cm/año (Figura 4.41). Con los incrementos antes citados, los árboles de *Guarea macrophylla* tardan 114 y 61 años para llegar al diámetro mayor de 40 cm DAP, respectivamente (Figura 4.42).

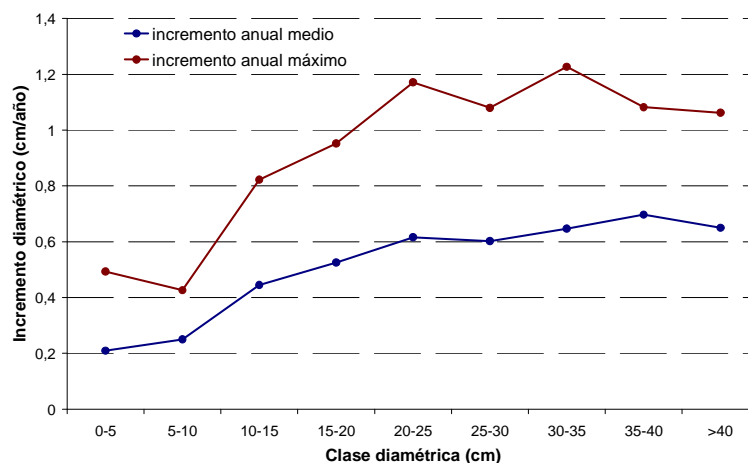


Figura 4.41. Incremento diamétrico medio (línea azul) y máximo (línea roja) anual de *Guarea macrophylla* por clases diamétricas.

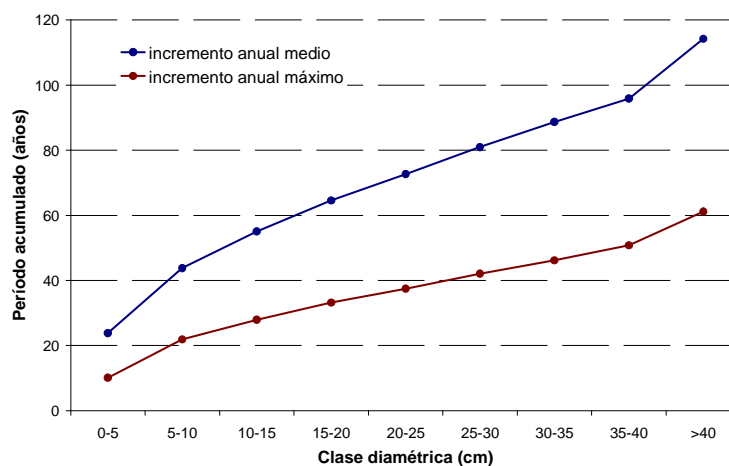


Figura 4.42. Período acumulado para que un árbol de *Guarea macrophylla* llegue al tamaño máximo de una clase diamétrica teniendo en cuenta el incremento diamétrico medio (línea azul) y máximo (línea roja).

El modelo de crecimiento diamétrico ajustado mediante el paquete estadístico SAS STAT™ (SAS Institute, 2004a) muestra resultados aceptables de ($EMC=0,2216$ y $R^2_{Adj}=0,9992$). Los parámetros estimados resultantes del modelo son: $b_0=0,1287$ y $b_1=-0,0139$.

El análisis gráfico del modelo ajustado confirma la bondad del ajuste, así la distribución de los diámetros observados versus los diámetros predichos muestran una línea con tendencia diagonal (Figura 4.43). Del mismo modo, la distribución de residuos frente a valores predichos de la variable diámetro medio (Figura 4.44) para la combinación indicada, no muestra tendencias anómalas de los datos que indiquen el incumplimiento de las hipótesis de normalidad, homogeneidad de varianza e independencia de residuos.

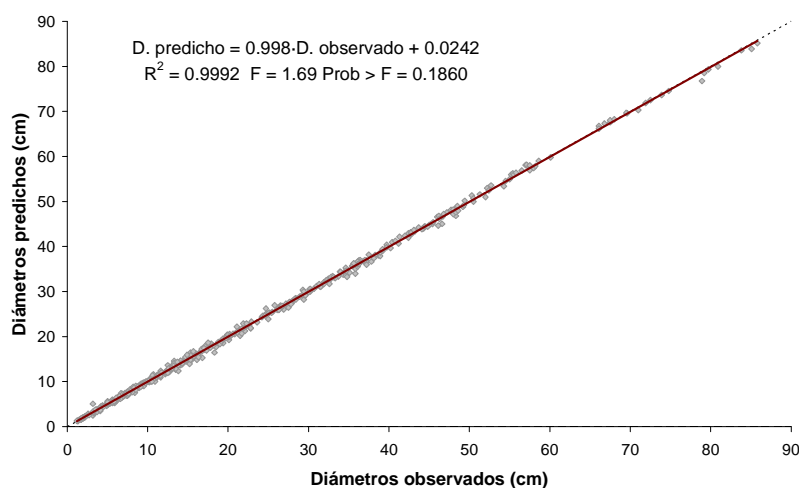


Figura 4.43. Diámetros observados frente a valores predichos de la variable diámetro medio para el modelo ajustado.

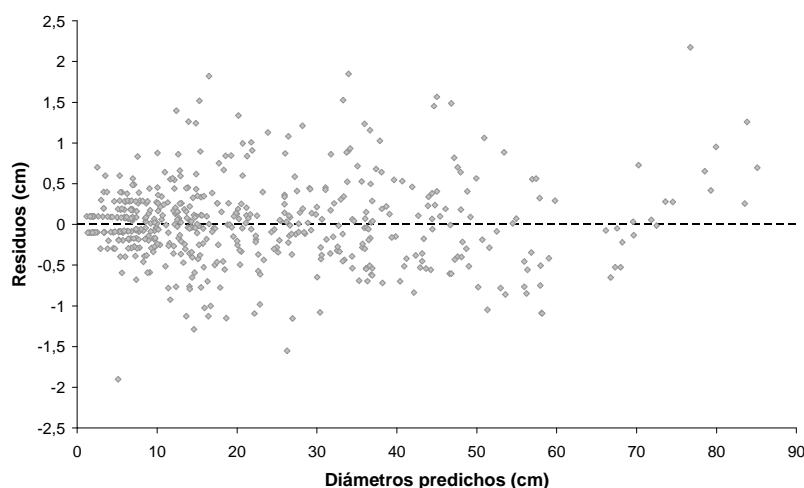


Figura 4.44. Residuos frente a valores predichos de la variable diámetro medio para el modelo ajustado.

De acuerdo con este modelo de crecimiento el punto máximo en la actual tasa de crecimiento en diámetro anual para los árboles de *Guarea macrophylla* es 1,323 cm, 0,821 cm y 0,326 cm para árboles con baja, media y alta competencia entre pies, lo que sucede cuando los árboles cuentan con DAP de 38,32, 38,82 y 38,33 cm, respectivamente; sin embargo, el tiempo que demora un árbol de *Guarea macrophylla* para alcanzar los diámetros indicados es muy variable, de aproximadamente 44,44, 74,78 y 189,14 años, respectivamente (Figura 4.45).

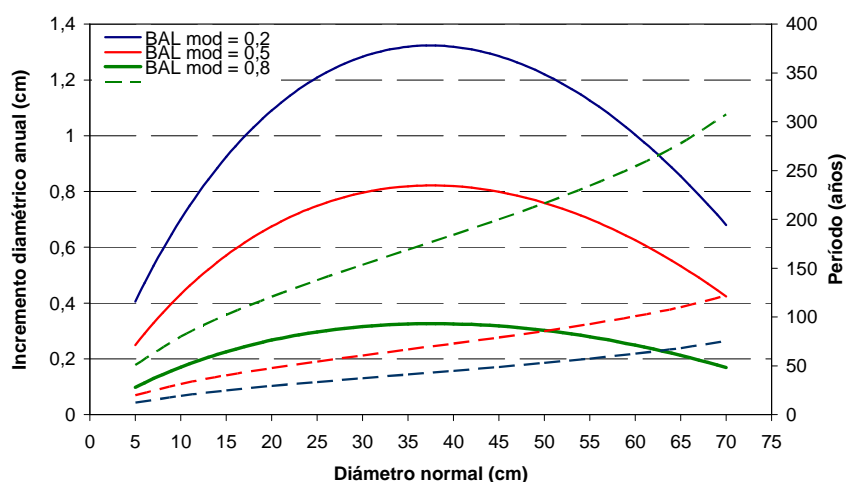


Figura 4.45. Incremento corriente anual y tiempo acumulado para que un árbol de *Guarea macrophylla* llegue a un cierto diámetro con alta (línea verde), media (línea roja) y baja (línea azul) competencia entre individuos.

Los cálculos del crecimiento real por clase diamétrica de *Guarea macrophylla* (Tabla 4.14) parecen ser una metodología apropiada para representar el crecimiento y rendimiento de esta especie, sobre todo cuando se compara el incremento real medio y máximo con las predicciones del modelo de crecimiento desarrollado en el escenario de media y baja competencia, donde se

observan valores muy similares; sin embargo, el valor pronosticado por el modelo en el escenario de alta competencia muestra un incremento muy modesto.

La madera de *Guarea macrophylla* se extrae escasamente en los bosques inundables, aunque en los últimos años se ha observado una tendencia creciente de los volúmenes de extracción; su inclusión en las estadísticas oficiales debería ser motivo de preocupación, ya que los atributos de la madera podrían acentuar la presión extractiva con fines comerciales; al respecto, Aróstegui (1975) y Toledo (1994) anunciaron su uso generalizado en muebles y molduras en reemplazo de *Cedrela odorata*. Debido a su extraordinaria durabilidad natural, es utilizada por los pobladores locales del ámbito de Jenaro Herrera como madera aserrada y en la construcción de canoas (Kvist *et al.*, 2001a).

La inclusión de esta especie en las estadísticas oficiales del órgano de control y el incremento modesto registrado en el bosque inundable, advierte sobre la necesidad de manejar inteligentemente esta especie para asegurar su aprovechamiento en el futuro.

La fructificación de *Guarea macrophylla* fue observada en el periodo de vaciante de los ríos amazónicos, es decir, en el periodo seco, situación que podría estar influyendo en la germinación de las plántulas en el bosque; para paliar esta situación sería recomendable la cosecha de semillas del bosque para germinarlos en viveros temporales; posteriormente deberían ser devueltas al bosque inundable utilizando la técnica del trasplante tardío, con el fin de asegurar las existencias de la especie en el bosque inundable.

En el bosque de restinga y de tahuampa se observó un promedio de 8 individuos por hectárea mayores de 1,5 m de altura que han superado las inundaciones anuales y se han afianzado en el bosque; se asume que la mayor existencia de brinzales en las parcelas del bosque de restinga podría ser consecuencia de las variaciones interanuales y decenales del régimen de lluvias y el nivel del agua de los ríos en la Amazonía (ej. Espinoza *et. al.*, 2009a; Espinoza *et. al.*, 2009b; Marengo, 2004), estrategia que podría ser reproducida para manejar esta especie en los bosques inundables, aplicando el trasplante tardío de brinzales criados en viveros temporales de las tierras más altas, puesto que el tamaño de los individuos incrementa la resistencia a la inundación (Gill, 1970).

El incremento medio anual por clases diamétricas calculado en este estudio muestra crecimiento modesto, mientras que el incremento máximo anual es más promisorio; sin embargo, son inferiores al incremento medio y máximo anual de 10 y 30 mm/año registrado por Baluarte & Nebel (2002); no obstante, revela una alta potencialidad de crecimiento de esta especie. El incremento corriente anual pronosticado por el modelo en este estudio, en el escenario de media competencia muestra valores de 2,49 y 8,21 mm/año para árboles con diámetros entre 5 y 39 cm de DAP, que resultan superiores al modelo de Baluarte & Nebel (2002), que predijo valores entre 1,75 a 6 mm/año en árboles de 5 a 60 cm de DAP.

Dado el temperamento ecológico, las características silviculturales y el incremento de los volúmenes de extracción de *Guarea macrophylla*, se sugiere mejorar el crecimiento de los brinzales mediante intervenciones de liberación del dosel superior a través de sistemas

silviculturales policíclicos que se concentren en *Guarea macrophylla* junto con otras especies esciófitas parciales como *Aniba sp.*, *Endlicheria verticillata* y *Ocotea cernua*; con el fin aprovechar los árboles de *Guarea macrophylla* de hasta 30 cm de DAP para satisfacer en un primer momento el consumo de subsistencia (canoas y tablas para interiores y exteriores de viviendas rurales) y posteriormente el mercado regional. La extracción de árboles de *Guarea macrophylla* de 30 cm de DAP no tiene repercusiones en la regeneración de la especie, puesto que es una especie muy prolífica, ya que produce abundante frutos a partir de 15 cm de DAP.

4.3.6. *Guatteria sp.*

Los árboles de *Guatteria sp.* muestran un patrón fenológico monomodal de transición, el periodo de floración es extenso y ocurre en plena época de vaciante; mientras que la fructificación sucede en época lluviosa. Fue observada la fenología de un total de 16 árboles, el árbol fértil más pequeño midió 24 cm de DAP.

La semilla es pequeña y abundante, son dispersados por tucanes, murciélagos y ratones que ingieren la semilla luego la defecan en el bosque. Durante las observaciones fenológicas se observó profusa regeneración natural distribuida en forma regular alrededor de los árboles semilleros, también se observaron pequeñas cohortes de plantitas lejos del árbol semillero probablemente dispersadas por murciélagos. Posteriormente la regeneración natural alrededor de los árboles semilleros desaparece por exposición a la inundación, mientras que las pequeñas cohortes de plantitas ubicadas lejos del árbol semillero se desarrollan en la restinga más alta, pero requieren luz para crecer. En las parcelas del sotobosque de restinga se ha encontrado un considerable número de brinzales que han logrado superar los niveles máximos de creciente y se han consolidado en el bosque.

En el estrato superior del bosque el 57% de los árboles reciben iluminación completa en forma vertical por la corona; sin embargo, la forma de la copa no contribuye a captar la luz ya que todos los árboles cuentan con una media copa asimétrica, característico de esta especie; los árboles de esta *Guatteria sp.* del estrato superior como del sotobosque crecen en bosques semiabiertos, características que corresponden a especies esciófitas parciales (ej. Finegan, 1991).

Los árboles de *Guatteria sp.* muestran preferencia por los bosques de restinga de corta inundación, sobre todo de restinga alta donde ocurren con una abundancia relativamente alta de hasta 80 individuos por hectárea con correspondiente área basal de 0,34 m²/ha. La escasa o casi nula presencia de individuos en el bosque de tahuampa con inundación más prolongada es un indicio que la especie es poco resistente a la inundación (Tabla 4.20).

Tabla 4.20. Distribución por clase diamétrica de individuos de *Guatteria* sp. en los bosques inundables.

DAP (cm)	Restinga alta		Restinga baja		Tahuampa		Transectos	
	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m²/ha)	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m²/ha)	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m²/ha)	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m²/ha)
0-5	68,36	0,0287	3,26	0,0045	0,00	0,0000	5,73	0,0036
5-10	5,26	0,0210	5,26	0,0199	0,00	0,0000	1,77	0,0067
10-15	2,67	0,0287	1,33	0,0136	0,33	0,0026	0,94	0,0110
15-20	1,33	0,0325	1,33	0,0270	0,00	0,0000	0,52	0,0139
20-25	0,33	0,0114	0,67	0,0269	0,00	0,0000	0,21	0,0084
25-30	0,33	0,0192	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,10	0,0069
30-35	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,31	0,0240
35-40	0,33	0,0324	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,10	0,0130
40-45	0,33	0,0505	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,52	0,0731
45-50	0,67	0,1135	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,10	0,0174
50-55	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,10	0,0232
55-60	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,10	0,0255
Suma	79,61	0,3380	11,84	0,0919	0,33	0,0026	10,52	0,2267

La repartición de los individuos en las diferentes clases diamétricas aparece reflejada en la Figura 4.46 donde se observa un elevado número de individuos en las clases diamétricas inferiores y pocos individuos en las clases diamétricas superiores del bosque de restinga alta. Cerca del 85% de los individuos registrados en este tipo de bosque están comprendidos en la clase diamétrica de 0-5 cm mostrando el patrón característico "J" invertida.

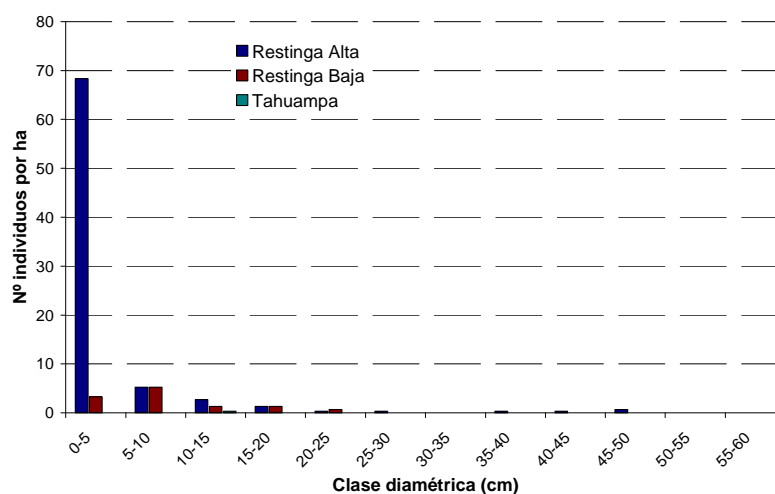


Figura 4.46. Distribución de los individuos de *Guatteria* sp. en las diferentes clases diamétricas censadas en los bosques de restinga.

Guatteria sp. obtuvo bajos valores de "IVI", tanto en el estrato superior como en el sotobosque (Figura 4.47). En el estrato superior de la restinga alta y baja la dominancia relativa fue algo menor a la densidad relativa, lo que indica un elevado número de árboles con diámetros más pequeños que el diámetro promedio del bosque; similar situación se presenta en el sotobosque de la restinga alta.

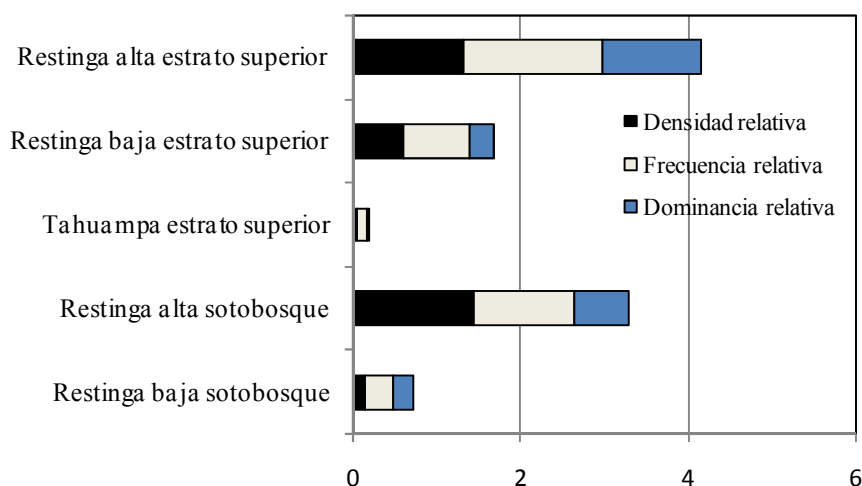


Figura 4.47. Índice de valor de importancia de *Guatteria* sp. en diferentes tipos de bosques de la llanura aluvial.

El incremento diamétrico de los individuos de *Guatteria* sp. muestra un comportamiento con tendencia ascendente hacia las clases diamétricas superiores. El incremento medio y máximo anual presenta el valor más alto en las clases diamétricas de 35-40 cm y 20-25 cm donde alcanzan incrementos de 1,48 y 2,40 cm/año; respectivamente (Figura 4.48).

Bajo los anteriores incrementos, el tiempo que requiere un árbol de *Guatteria* sp. para llegar a la clase diamétrica máxima registrada en el campo (>40 cm) es de aproximadamente 65 y 33 años (Figura 4.49).

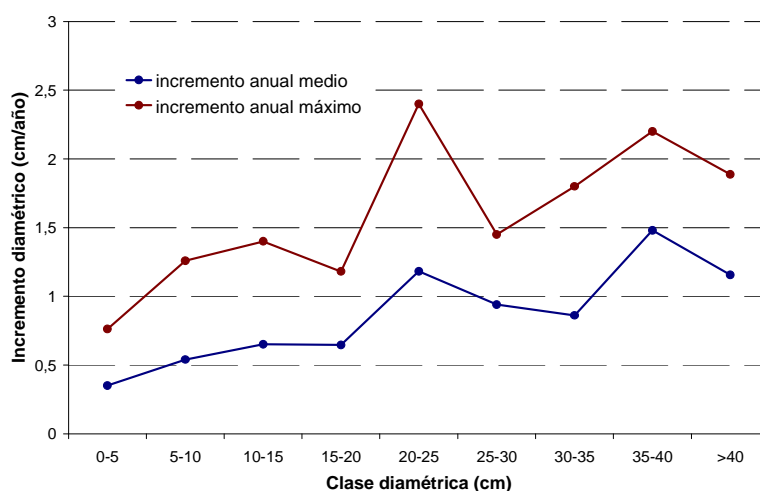


Figura 4.48. Incremento diamétrico medio (línea azul) y máximo (línea roja) anual de *Guatteria* sp. por clases diamétricas.

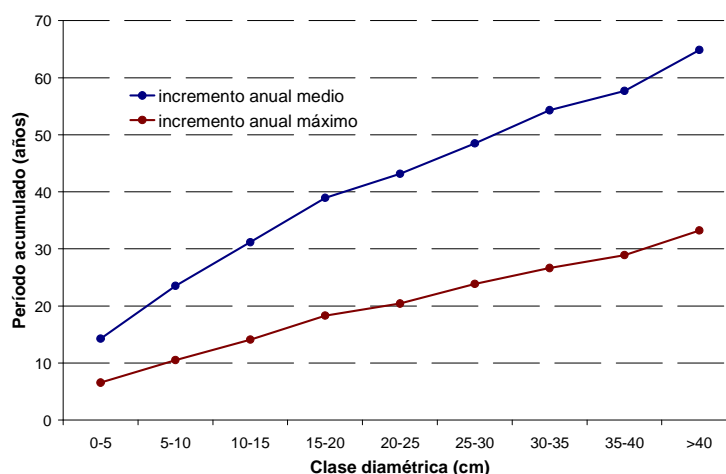


Figura 4.49. Periodo acumulado para que un árbol de *Guatteria* sp. llegue al tamaño máximo de una clase diamétrica teniendo en cuenta el incremento diamétrico medio (línea azul) y máximo (línea roja).

El modelo de crecimiento diamétrico ajustado mediante el paquete estadístico SAS STAT™ (SAS Institute, 2004a) muestra resultados aceptables de ($EMC=0,6195$ y $R^2_{Adj}=0,9967$) y los parámetros estimados resultantes del modelo son: $b_0=0,2715$ y $b_1=-0,03212$.

El análisis gráfico del modelo ajustado confirma la bondad del ajuste, así la distribución de los diámetros observados versus los diámetros predichos muestran una línea que sigue una tendencia de una línea diagonal (Figura 4.50).

Del mismo modo, la distribución de residuos frente a valores predichos de la variable diámetro medio (Figura 4.51) para la combinación indicada, no muestra tendencias anómalas de los datos que indiquen el incumplimiento de las hipótesis de normalidad, homogeneidad de varianza e independencia de residuos.

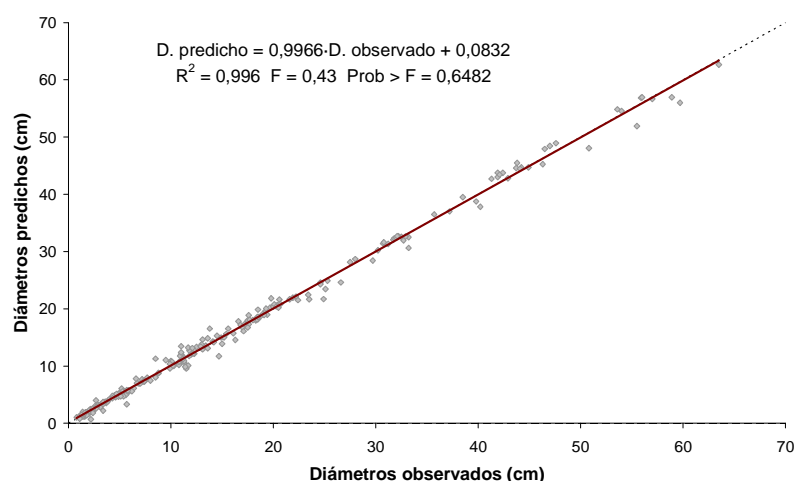


Figura 4.50. Diámetros observados frente a valores predichos de la variable diámetro medio para el modelo ajustado.

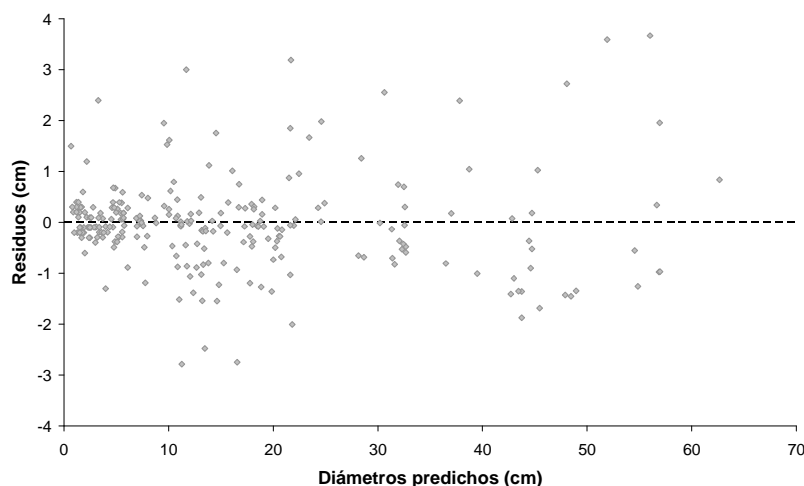


Figura 4.51. Residuos frente a valores predichos de la variable diámetro medio para el modelo ajustado.

De acuerdo con este modelo de crecimiento el punto máximo en la actual tasa de crecimiento en diámetro anual para los árboles de *Guatteria* sp. es de 2,387 cm, 1,471 cm y 0,580 cm para árboles con baja, media y alta competencia entre pies, lo que ocurre cuando los árboles cuentan con DAP de 33,38, 32,47 y 32,58 cm, respectivamente. El tiempo que requiere un árbol de *Guatteria* sp. para obtener los diámetros indicados es muy variable de aproximadamente 19,98, 32,77 y 85,67 años, respectivamente (Figura 4.52).

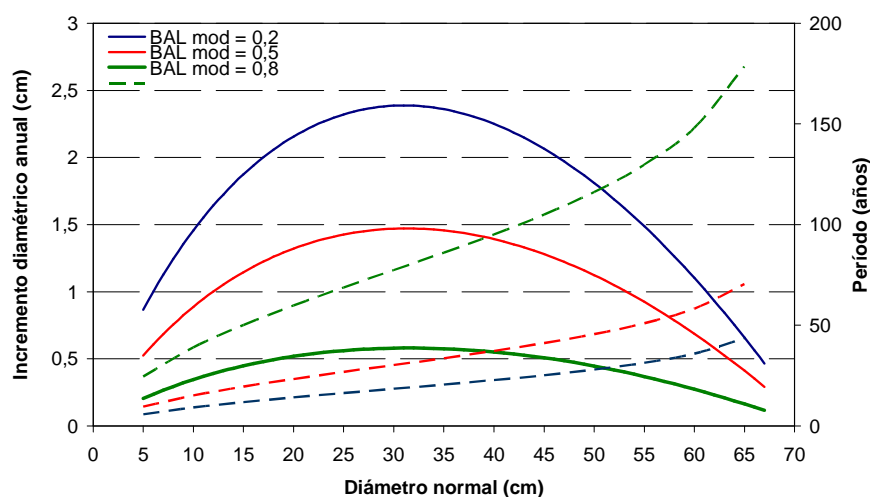


Figura 4.52. Incremento corriente anual y tiempo acumulado para que un árbol de *Guatteria* sp. llegue a un cierto diámetro con alta (línea verde), media (línea roja) y baja (línea azul) competencia entre individuos.

Los cálculos del crecimiento por clase diamétrica de *Guatteria* sp. constituyen una metodología apropiada para representar el crecimiento y rendimiento de esta especie. Cuando se compara el incremento medio y máximo real con las predicciones del modelo de crecimiento

desarrollado en el escenario de media y baja competencia, los valores calculados resultan extraordinariamente similares (Tabla 4.14).

Asimismo, los registros de crecimiento pronosticados por el modelo muestran crecimiento muy bueno en el escenario con baja competencia entre pies; sin embargo, es poco probable dicho incremento dado la alta densidad de los individuos en el bosque tropical inundable; no obstante, nos muestra el potencial de crecimiento de esta especie.

Los fustes de *Guatteria* sp. se extraen intensamente de los bosques inundables como madera redonda para vigas de viviendas rurales (Kvist *et al.*, 2001a). Los árboles de *Guatteria* sp. son frecuentes y abundantes en bosques aluviales de restinga alta, el índice de valor de importancia es bajo comparado con otras especies del bosque inundable, aunque parece estar relacionado a la intensa extracción con fines de subsistencia; no obstante, amerita la necesidad de proporcionar información sobre su ecología y crecimiento, así como para organizar las actividades de extracción.

La floración de *Guatteria* sp. fue observada durante la época seca y la fructificación coincidió con el periodo de lluvias. Los árboles de *Guatteria* sp. son muy prolíficos, producen abundante regeneración natural; sin embargo, son poco tolerantes a la inundación; pruebas preliminares de exposición a la inundación demuestran que las plántulas empiezan a morir a partir de los 30 días.

La abundante diseminación y el bajo diámetro de los árboles fértiles podrían contribuir a manejar la especie en el bosque inundable, favoreciendo la regeneración natural liberando la base de los árboles semilleros y abriendo paulatinamente el dosel; sin embargo, su baja tolerancia a la inundación podría ser un factor limitante; alternatively, se sugiere la reubicación de la regeneración natural a las zonas más elevadas de la restinga alta estimulando su crecimiento mediante la liberación del dosel superior para favorecer el ingreso de luz, puesto que se ha registrado importantes incrementos diamétricos en el escenario de baja y media competencia entre pies.

En las parcelas del sotobosque de restinga alta se ha encontrado más de 70 brinzales/ha que han logrado superar los niveles máximos de creciente y se han afianzado en el bosque, la presencia de este elevado número de brinzales es una demostración que la especie manejada inteligentemente podría producir considerables volúmenes de madera que permitan asegurar su producción sostenible.

Teniendo en cuenta el enorme potencial de brinzales de *Guatteria* sp., se podría alentar el crecimiento a través de intervenciones de aprovechamiento mediante sistemas silviculturales policíclicos que se concentren en la producción de madera redonda para construcción de viviendas rurales. En tal sentido, los árboles podrían ser apeados con 20 cm de DAP, lo que es conseguido a los 24 y 14 años, para incrementos registrados por el modelo en el escenario de media y baja competencia entre pies. La extracción de árboles del diámetro propuesto no tendría repercusiones en la regeneración de la especie toda vez que se ha observado árboles con DAP similares en plena producción de frutos.

4.3.7. *Hura crepitans* L.

Hura crepitans muestra un patrón fenológico monomodal de transición, el periodo de floración ocurre en pleno periodo seco; previo a este evento los árboles pierden totalmente sus hojas. La fructificación coincide con la estación lluviosa. Durante el periodo de evaluación fenológica fueron observados un total de 17 árboles de los que cerca del 65% fueron registrados con frutos. El árbol fértil más pequeño midió 37 cm de DAP.

Cada fruto contiene entre 11-20 semillas (Souza, 1983), que son dispersadas por explosión violenta y ruidosa de los frutos, lanzando las semillas con estrépito, del cual deriva el nombre de la especie (Gentry, 1993). En el suelo, las semillas son dispersadas por ratones que luego abandonan lejos del árbol semillero en los claros del bosque, dando origen a una pequeña agrupación de plántulas con tamaños menores de 50 cm de longitud distribuida de manera aleatoria en el bosque, por esta razón se observó un reducido número de brinzales en el sotobosque. En el bosque alto, más de la tercera parte de los árboles anotados reciben iluminación vertical en la parte superior de la corona, no obstante, la copa es asimétrica y escasa, la especie vegeta en los bosques con claros naturales o en los caminos del bosque. *Hura crepitans* ha sido clasificada como heliófita durable (ej. Kroll *et al.*, 1994), la misma fuente añade que la ausencia de condiciones de luz provoca que los árboles de esta especie desarrollen su copa hacia los lugares de mayor iluminación.

Es característico que *Hura crepitans* se encuentre solamente en los bosques de restinga alta de corta inundación comprendidos en este estudio, mientras que ningún individuo fue registrado en los bosques de restinga baja y tahuampa con inundaciones más prolongadas, lo cual indica que la especie no tolera la inundación. Entretanto, la densidad y el área basal encontrados en la restinga alta mostraron que es una especie frecuente de estos bosques, encontrándose densidades de 6-10 individuos/ha, con correspondientes áreas basales de 0,3-0,9 m²/ha (Tabla 4.21).

Tabla 4.21. Distribución por clase diamétrica de individuos de *Hura crepitans* en los bosques de restinga de los llanos inundables.

DAP (cm)	Restinga alta		Restinga baja		Tahuampa		Transectos	
	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m²/ha)	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m²/ha)	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m²/ha)	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m²/ha)
0-5	3,26	0,0030	0,00	0,0000	0,00	0,0000	2,08	0,0012
5-10	3,59	0,0098	0,00	0,0000	0,00	0,0000	1,46	0,0059
10-15	1,67	0,0197	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,42	0,0051
15-20	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,31	0,0075
20-25	0,33	0,0115	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,10	0,0038
25-30	0,33	0,0168	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,21	0,0111
30-35	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000
35-40	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,10	0,0112
40-45	0,67	0,0991	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,10	0,0150
45-50	0,33	0,0573	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,10	0,0169
50-55	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000
55-60	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000
60-65	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,10	0,0316
65-70	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,31	0,1143
70-75	0,33	0,1465	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000
>75	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,73	0,6320
Suma	10,51	0,3637	0,00	0,0000	0,00	0,0000	6,04	0,8555

La distribución de los individuos en las diferentes clases diamétricas está respresentada en la Figura 4.53 donde se observa el patrón de "J" invertida.

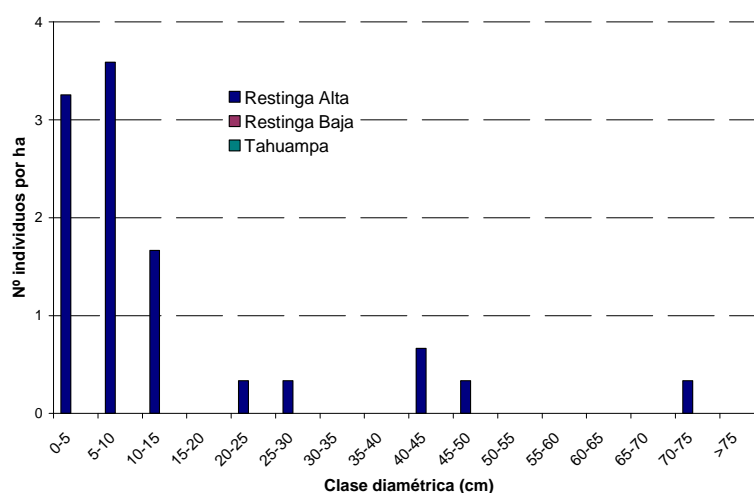


Figura 4.53. Distribución de los individuos de *Hura crepitans* en las diferentes clases diamétricas censadas en los tres tipos de bosques.

El índice valor de importancia de la especie, tal como el registrado en las parcelas de una hectárea, superó 4 en el estrato superior de restinga alta (Figura 4.54). La contribución relativamente mayor en el estrato superior a partir de la dominancia relativa en comparación con la densidad relativa y la frecuencia relativa, revela que los árboles de la especie fueron mayores que el promedio de los árboles del bosque.

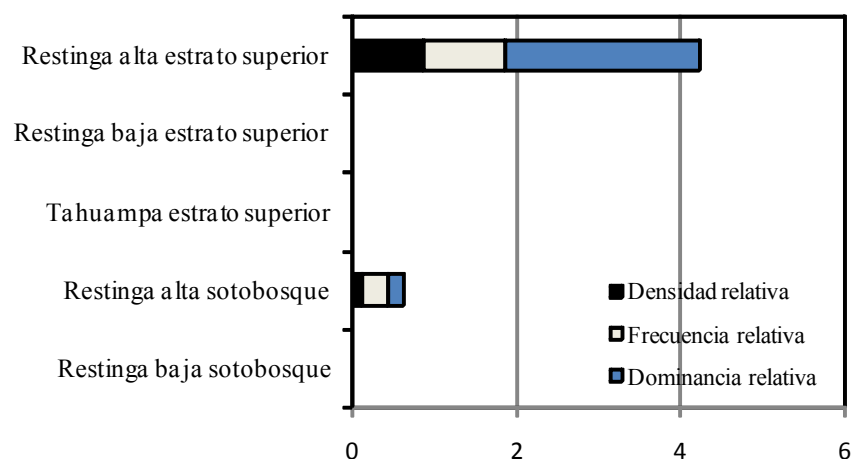


Figura 4.54. Índice de valor de importancia de *Hura crepitans* en diferentes tipos de bosques de la llanura aluvial.

El incremento diamétrico de los árboles de *Hura crepitans* muestra un comportamiento muy variado en las distintas clases diamétricas, debido a la escasa presencia de individuos en algunas clases diamétricas; no obstante, se observan elevados incrementos diamétricos aunque más bajos de los registrados por Baluarte (2006) y más altos que los anotados por Putz (1984); sin embargo, constituye un importante potencial para el manejo de esta especie en condiciones de bosque natural inundable. El incremento medio anual reportado en las parcelas de bosque de restinga alta revela que el valor más elevado de incremento medio se presenta en la clase diamétrica de 55-60 cm donde alcanza 2,05 cm/año; mientras que el incremento máximo anual asciende a 2,90 cm/año que se presenta en la clase diamétrica de 30-35 cm (Figura 4.55).

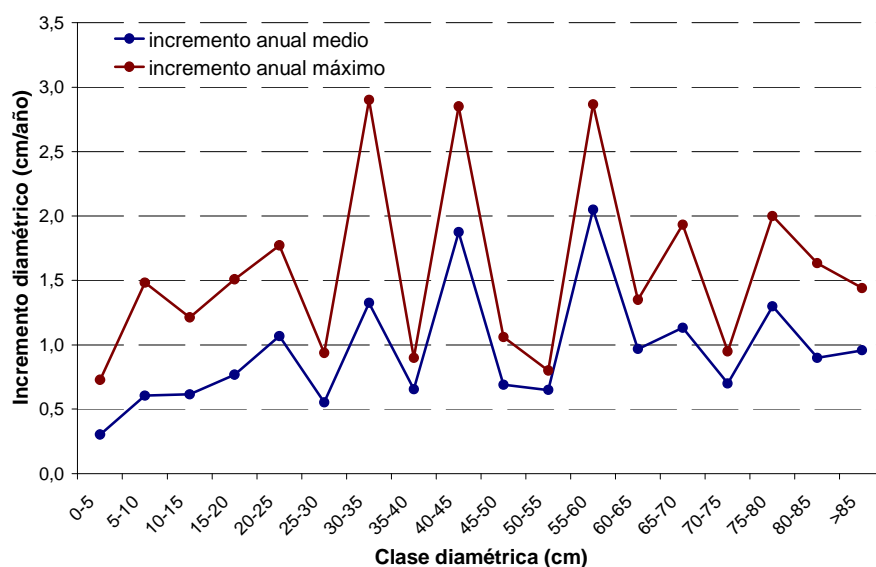


Figura 4.55. Incremento diamétrico medio (línea azul) y máximo (línea roja) anual de *Hura crepitans* por clases diamétricas.

Tomando en cuenta los anteriores incrementos, el tiempo que requiere un árbol de *Hura crepitans* para llegar a la clase diamétrica máxima (>85 cm) es de aproximadamente 138 y 81 años, respectivamente (Figura 4.56); sin embargo, teniendo en consideración el diámetro mínimo de corta para aserrío (40 cm), el tiempo que demoraría un árbol de *Hura crepitans* para alcanzar este diámetro se reduce a 67 y 35 años, respectivamente.

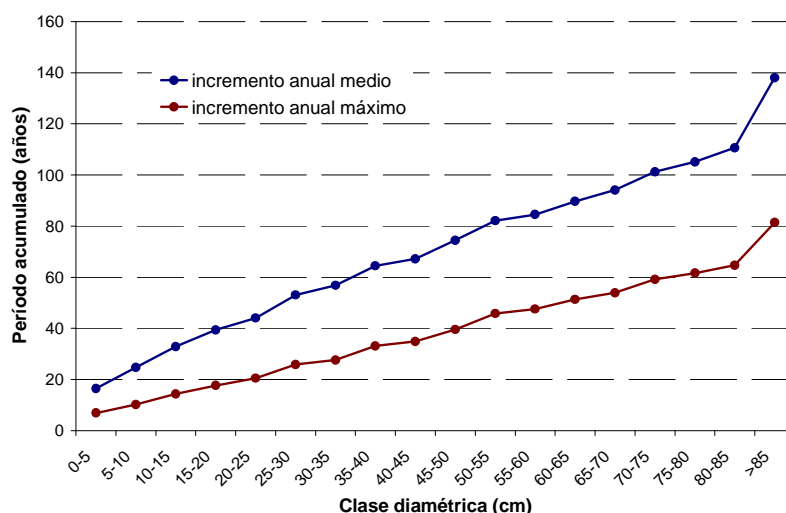


Figura 4.56. Periodo acumulado para que un árbol de *Hura crepitans* llegue al tamaño máximo de una clase diamétrica teniendo en cuenta el incremento diamétrico medio (línea azul) y máximo (línea roja).

El modelo de crecimiento diamétrico ajustado mediante el paquete estadístico SAS STAT™ (SAS Institute, 2004a) muestra resultados aceptables de ($EMC=0,6505$ y $R^2_{Adj}=0,9994$), siendo los parámetros estimados resultantes del modelo: $b_0=0,087471$ y $b_1=-0,00741$.

El análisis gráfico del modelo ajustado confirma la bondad del ajuste; así la distribución de los diámetros observados versus los diámetros predichos muestran una línea que sigue una tendencia diagonal (Figura 4.57).

Del mismo modo, la distribución de residuos frente a valores predichos de la variable diámetro medio (Figura 4.58) para la combinación indicada, no muestra tendencias anómalas de los datos que indiquen el incumplimiento de las hipótesis de normalidad, homogeneidad de varianza e independencia de residuos.

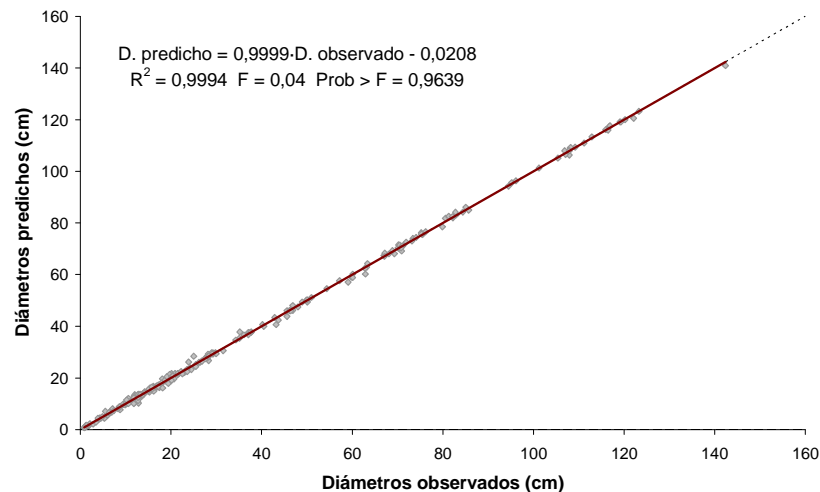


Figura 4.57. Diámetros observados frente a valores predichos de la variable diámetro medio para el modelo ajustado.

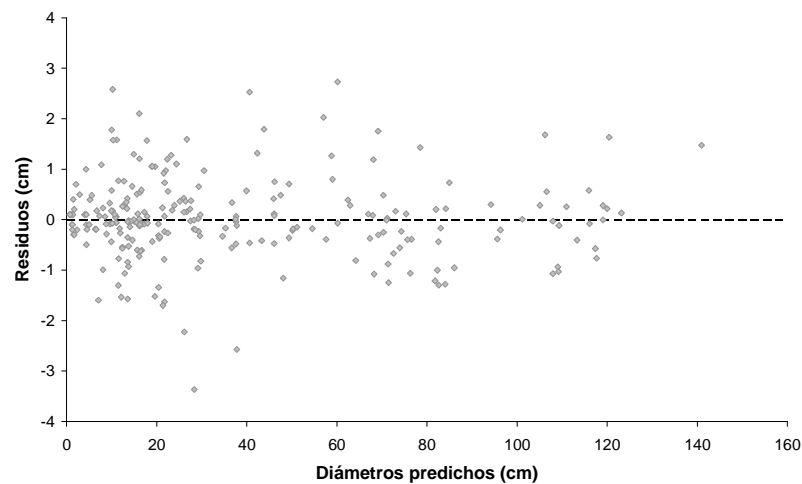


Figura 4.58. Residuos frente a valores predichos de la variable diámetro medio para el modelo ajustado.

De acuerdo con este modelo de crecimiento el punto máximo en la actual tasa de crecimiento en diámetro anual para los árboles de *Hura crepitans* es 1,461 cm, 0,909 cm y 0,362 cm para árboles con baja, media y alta competencia entre pies, lo que sucede cuando los árboles cuentan con DAP de 62,46, 62,90 y 62,36 cm, respectivamente. El tiempo que demora un árbol de *Hura crepitans* para alcanzar los diámetros correspondientes es muy variable de aproximadamente 75,28, 122,57 y 308,97 años (Figura 4.59). El incremento calculado en este estudio por el modelo en el escenario de media y alta competencia es superior al incremento corriente anual estimada en 5,4 mm/año obtenido en el modelo ajustado por Baluarte (2006), sin embargo, aún en estas circunstancias el crecimiento de los árboles es reducido.

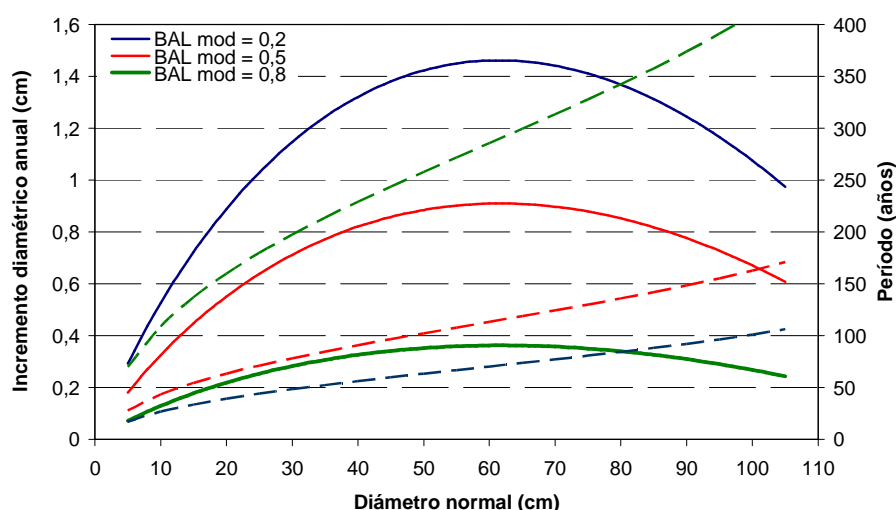


Figura 4.59. Incremento corriente anual y tiempo acumulado para que un árbol de *Hura crepitans* llegue a un cierto diámetro con alta (línea verde), media (línea roja) y baja (línea azul) competencia entre individuos.

Los cálculos del crecimiento por clase diamétrica de *Hura crepitans* (Tabla 4.14) parecen ser una metodología apropiada para representar el crecimiento y rendimiento de esta especie; empero, al compararlo con las predicciones del modelo de crecimiento desarrollado, los resultados del crecimiento por clase diamétrica indican un desarrollo relativamente rápido, especialmente cuando se considera el máximo incremento. En contraste, el crecimiento con las predicciones del modelo muestra incremento relativamente modesto y muy modesto sobre todo cuando se toma como referencia el escenario de media y alta competencia entre pies, lo que se traduce en crecimiento ralescente de los árboles. La irracionalidad en la proyección del crecimiento de *Hura crepitans* generado por el modelo es aparentemente provocado por la escasa representación de individuos en las diferentes clases diamétricas superiores; no obstante, el incremento diamétrico pronosticado por el modelo en el escenario de media competencia alcanzó valores 1,8 a 9 mm/año para árboles entre 5 a 63 cm de DAP, lo cual es alto comparado con los resultados de Baluarte (2006) quien pronosticó índices de crecimiento de 2 a 5,4 mm/año en árboles de 10-50 cm de DAP; si tomamos en cuenta el escenario de baja competencia el incremento diamétrico es mucho mas promisorio, pero estas condiciones son difíciles de encontrar en el bosque húmedo tropical con alta densidad de plantas, no obstante, nos da una idea del enorme potencial de crecimiento de *Hura crepitans* en los bosques inundables.

En tal sentido, mientras no se cuente con un modelo de crecimiento fiable desde el punto de vista biológico, se considera recomendable tomar en cuenta los incrementos medio y máximo anual por clases diamétricas para gestionar el aprovechamiento de *Hura crepitans* en los bosques inundables de la selva baja peruana.

La extracción de trozas de *Hura crepitans* se ha incrementado en los últimos años, actualmente ocupa el séptimo lugar en las estadísticas oficiales; la madera es utilizada en obras

interiores, cajonería liviana, mueblería, puertas, etc. (Aróstegui, 1975; Chichignoud *et al.*, 1990). *Hura crepitans* es frecuente en los bosques aluviales de restinga alta de corta inundación; el índice valor de importancia es en general bajo comparado con otras especies del bosque inundable, aunque parece ser una respuesta a la intensa extracción de los árboles por los pobladores locales, quienes utilizan la madera de *Hura crepitans* para subsistencia y comercio, en la construcción de botes y canoas, y madera en trozas para venta (Kvist *et al.*, 2001a), pero sobre todo para construir casas sobre balsas flotantes conformadas por troncos de *Hura crepitans*. Esta situación respalda la necesidad de proveer información sobre su ecología y crecimiento, así como para organizar las actividades de extracción.

La fructificación de *Hura crepitans* quedó registrada en el 65% de los árboles y fue observada durante la estación lluviosa; sin embargo, la regeneración natural en el bosque fue escasa. A fin de asegurar la regeneración de *Hura crepitans* sería recomendable la cosecha de semillas para la producción de plántones en el vivero de la tierra firme, dado que las semillas cuentan con alto poder germinativo (Flinta, 1960); también se podría coleccionar la regeneración natural pequeña para criarlos en viveros temporales de la tierra firme hasta que las plantas alcancen alturas superiores al promedio de la creciente del río, momento en que deberían ser devueltos a los claros del bosque de restinga alta, debido a que las plantas han demostrado ser tolerantes a la inundación sino son cubiertos completamente por el agua y su tolerancia aumenta de acuerdo con su tamaño (Gill, 1970), aunque la ausencia de individuos en los bosques de tahuampa de inundación más prolongada podría indicar su baja tolerancia a la inundación; sin embargo, además de la inundación se debe cuidar que las plántulas reciban la iluminación necesaria para crecer y se arraiguen en el bosque, toda vez que ha sido considerada como especie de rápido crecimiento (Putz, 1984). Esta particularidad y los importantes incrementos máximo y medio por clases diamétricas logrados en este estudio en el bosque de restinga alta constituyen un alto potencial para gestionar de manera sostenida el aprovechamiento de *Hura crepitans*. El objetivo de estas intervenciones silviculturales sería producir entre diez a veinte árboles de *Hura crepitans* de buena calidad.

Basado en estos incrementos y con intervenciones silviculturales descritas que capitalicen el temperamento silvicultural de *Hura crepitans*, se podría aprovechar árboles de 40 cm de DAP reduciendo el turno de cosecha a través de sistemas silviculturales monocíclicos que pongan énfasis en el manejo de la regeneración natural propuesto líneas arriba.

4.3.8. *Maquira coriacea* (Karsten) C.C. Berg

Los árboles de *Maquira coriacea* muestran un patrón fenológico bimodal puesto que la floración ocurre en dos periodos del año, mayormente a inicio de la estación lluviosa. Como consecuencia de esta reincidencia en la floración, la fructificación también sucede en dos periodos aunque gran parte de los árboles fructifican cuando concluye la inundación, se observa también algunos árboles que fructifican durante la creciente. Fue observada la fenología de 38 árboles durante el periodo de observación, en donde se registró la fructificación de cerca del 35% de los

árboles. El año 2000 fue un año semillero donde fructificaron el 70% de los árboles observados. El árbol productivo más pequeño midió 34 cm de DAP.

Las semillas son dispersadas por murciélagos, ratones y algunos peces como gamitana (*Piaractus brachypomus*) y otros de las diferentes familias de los bagres o peces gato. La regeneración natural es abundante debajo de los árboles semilleros, en donde se establecen distribuidos en forma regular en condiciones de dosel cerrado formando cohortes de plántulas de hasta 150/m², el debilitamiento durante prolongados períodos de sequía y el ahogamiento relacionados con los períodos de mayor inundación parecer ser las principales causas de mortalidad de la regeneración natural (Nebel *et al.*, 2000b).

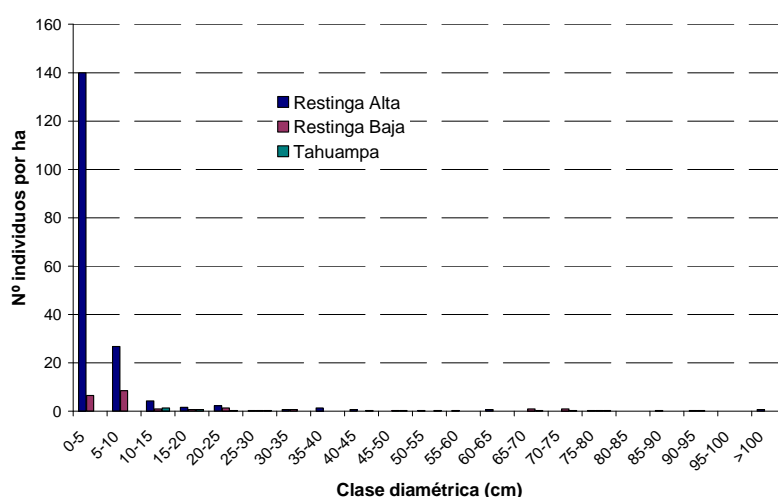
En el bosque alto, la mitad de los árboles son emergentes y reciben iluminación tanto por la parte superior como lateral y la otra mitad solo recibe iluminación por la parte superior de la copa. El 75% de los árboles cuentan con copa en forma de semicírculo y asimétrica, la otra parte cuenta con buena copa más o menos simétrica; todos los árboles del estrato superior crecen en bosques semiabiertos, es decir, en pequeños claros naturales. En el sotobosque, más de la mitad de los árboles reciben luz parcial por la parte superior de la copa, mientras que cerca de la cuarta parte de los árboles reciben iluminación plena y vertical por la corona y una parte similar recibe luz solo por un lado de la copa. El 85% de los árboles del sotobosque presentan copas en forma de medio círculo y asimétrica; mientras que el 90% de los brinzales muestran preferencia por los bosques semiabiertos. Las características indicadas hacen presumir que *Maquira coriacea* cuenta con temperamento ecológico propio de especies heliófitas durables (ej. Finegan, 1991).

Los individuos de *Maquira coriacea* fueron registrados en los tres tipos de bosques inundables, mostrando mayor preferencia por los bosques de restinga alta de corto periodo de inundación, donde es frecuente encontrarlos con densidades y áreas basales correspondientes de 181 individuos por hectárea y 2,25 m²/ha (Tabla 4.22).

Tabla 4.22. Distribución por clase diamétrica de individuos de *Maquira coriacea* en los bosques inundables.

DAP (cm)	Restinga alta		Restinga baja		Tahuampa		Transectos	
	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m²/ha)	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m²/ha)	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m²/ha)	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m²/ha)
0-5	139,97	0,0472	6,51	0,0021	0,00	0,0000	27,92	0,0111
5-10	26,79	0,1223	8,51	0,0323	0,00	0,0000	6,88	0,0277
10-15	4,33	0,0498	1,00	0,0094	1,33	0,0183	2,71	0,0313
15-20	1,67	0,0367	0,67	0,0149	0,67	0,0134	0,42	0,0091
20-25	2,33	0,0894	1,33	0,0576	0,33	0,0120	1,15	0,0439
25-30	0,33	0,0210	0,33	0,0174	0,33	0,0213	0,42	0,0240
30-35	0,67	0,0618	0,67	0,0583	0,00	0,0000	0,73	0,0619
35-40	1,33	0,1377	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,42	0,0475
40-45	0,67	0,1021	0,00	0,0000	0,33	0,0421	0,42	0,0577
45-50	0,00	0,0000	0,33	0,0537	0,33	0,0591	0,63	0,1113
50-55	0,33	0,0700	0,00	0,0000	0,33	0,0654	0,10	0,0205
55-60	0,33	0,0851	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,31	0,0768
60-65	0,67	0,2048	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,73	0,2264
65-70	0,00	0,0000	1,00	0,3581	0,33	0,1203	0,31	0,1136
70-75	0,00	0,0000	1,00	0,4119	0,33	0,1449	0,63	0,2587
75-80	0,33	0,1552	0,33	0,1512	0,33	0,1671	0,10	0,0491
80-85	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,42	0,2298
85-90	0,33	0,2004	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,31	0,1881
90-95	0,33	0,2313	0,33	0,2313	0,00	0,0000	0,42	0,2808
95-100	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,31	0,2402
>100	0,67	0,6441	0,00	0,0000	0,00	0,0000	1,04	1,0457
Suma	181,09	2,2587	22,02	1,3983	4,67	0,6640	46,35	3,1553

La distribución de los individuos en las diferentes clases diamétricas está representada en la Figura 4.60 donde se observa un mayor número de individuos en las clases diamétricas inferiores y pocos individuos en las clases diamétricas superiores en los tres tipos de bosques, presentando un patrón característico conocido como "J" invertida.

Figura 4.60. Distribución de los individuos de *Maquira coriacea* en los tres tipos de bosques inundables.

Maquira coriacea obtuvo elevados valores de "IVI" en todos los tipos de bosques, tanto en el estrato superior como en el sotobosque (Figura 4.61). En general en el estrato superior la

dominancia relativa fue más alta que la densidad relativa, lo que indica que los individuos alcanzaron diámetros más grandes que los diámetros promedios del bosque.

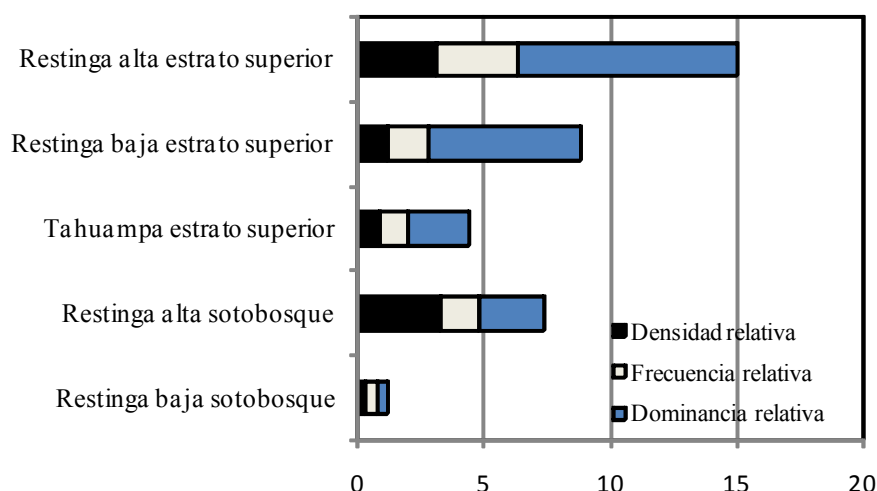


Figura 4.61. Índice de valor de importancia de *Maquira coriacea* en diferentes tipos de bosques de la llanura aluvial.

El incremento diamétrico medio de los individuos de *Maquira coriacea* muestra un comportamiento con tendencia creciente hasta la clase 20-30 cm donde alcanza incremento medio de 1,64 cm/año, para luego declinar hacia las clases diamétricas superiores; el incremento máximo presenta un comportamiento similar pero es muy variado a partir de la clase diamétrica 70-80, mostrando su valor más alto en la clase 40-50 cm donde alcanza un incremento de hasta 2,40 cm/año (Figura 4.62).

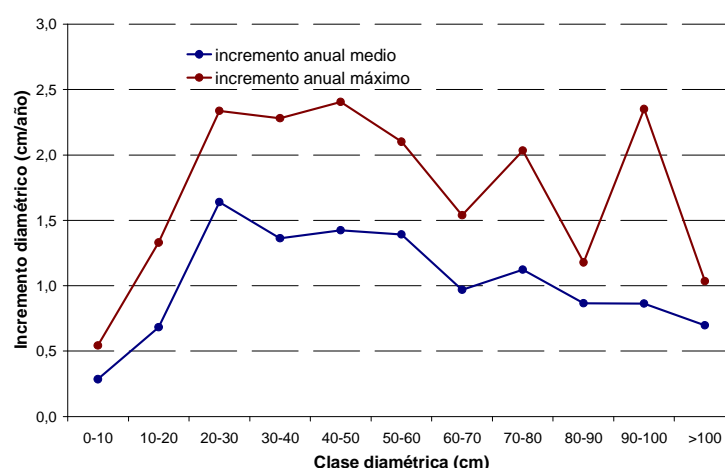


Figura 4.62. Incremento diamétrico medio (línea azul) y máximo (línea roja) anual de *Maquira coriacea* por clases diamétricas.

Tomando en cuenta estos incrementos, el tiempo que necesita un árbol de *Maquira coriacea* para llegar a la clase diamétrica (>100 cm) es de aproximadamente 141 y 82 años, para un crecimiento similar al valor medio y máximo, respectivamente; sin embargo, si consideramos que

esta especie es utilizada en la industria del contrachapado cuyo diámetro mínimo de aprovechamiento es 50 cm, los árboles de *Maquira coriacea* logran este diámetro a la edad de 77 y 44 años con los incrementos medios y máximos, respectivamente (Figura 4.63).

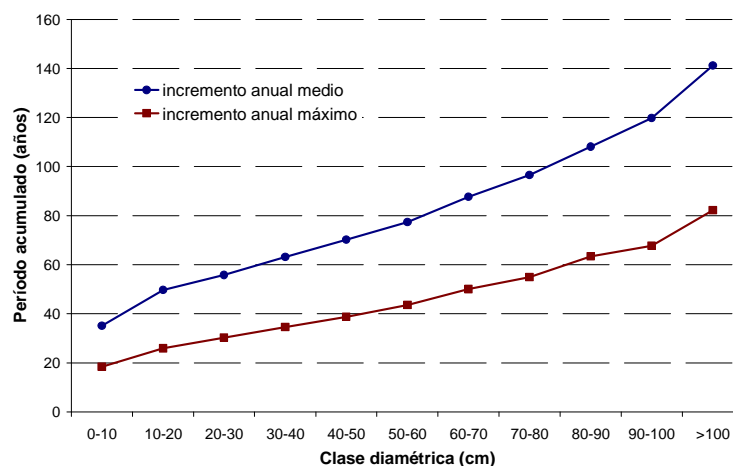


Figura 4.63. Periodo acumulado para que un árbol de *Maquira coriacea* llegue al tamaño máximo de una clase diamétrica teniendo en cuenta el incremento diamétrico medio (línea azul) y máximo (línea roja).

El modelo de crecimiento diamétrico ajustado mediante el paquete estadístico SAS STAT™ (SAS Institute, 2004a) muestra resultados aceptables de ($EMC=0,4679$ y $R^2_{Adj}=0,9994$). Los parámetros estimados resultantes del modelo son: $b_0=0,13537$ y $b_1=-0,01253$.

El análisis gráfico del modelo ajustado confirma la bondad del ajuste, así la distribución de los diámetros observados versus los diámetros predichos muestran una línea que sigue una tendencia diagonal (Figura 4.64).

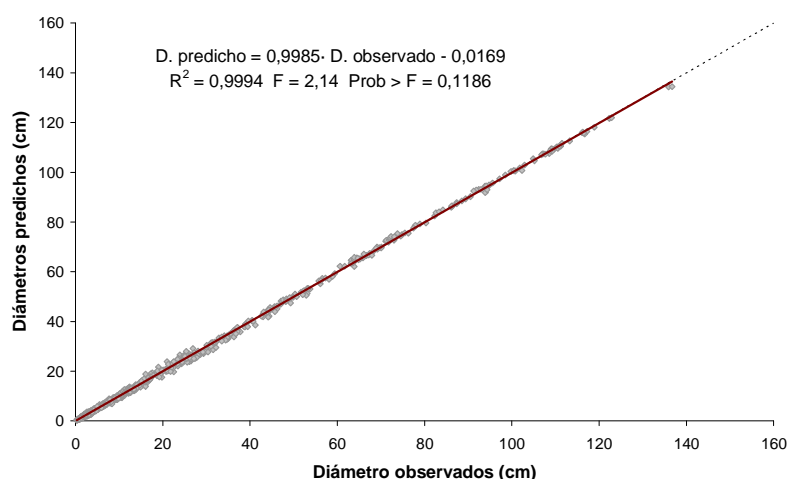


Figura 4.64. Diámetros observados frente a valores predichos de la variable diámetro medio para el modelo ajustado.

Del mismo modo, la distribución de residuos frente a valores predichos de la variable diámetro medio (Figura 4.65) para la combinación indicada, no muestra tendencias anómalas de los datos

que indiquen el incumplimiento de las hipótesis de normalidad, homogeneidad de varianza e independencia de residuos.

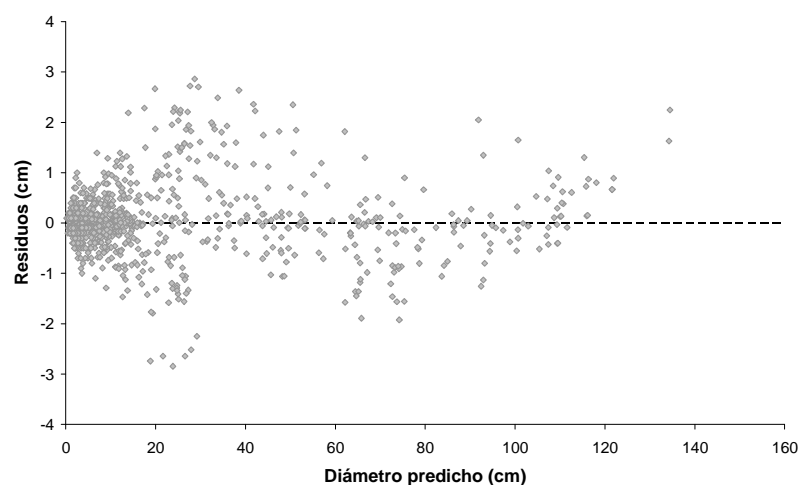


Figura 4.65. Residuos frente a valores predichos de la variable diámetro medio para el modelo ajustado.

De acuerdo con este modelo de crecimiento el punto máximo en la actual tasa de crecimiento en diámetro anual para los árboles de *Maquira coriacea* es 1,907 cm, 1,183 cm y 0,470 cm para árboles con baja, media y alta competencia entre pies, lo que ocurre cuando los árboles cuentan con DAP de 52,90, 52,18 y 51,47 cm, respectivamente; sin embargo, el tiempo que requiere un árbol de *Maquira coriacea* para alcanzar los diámetros indicados es muy variable de aproximadamente 46,32, 75,06 y 192,19 años, respectivamente (Figura 4.66).

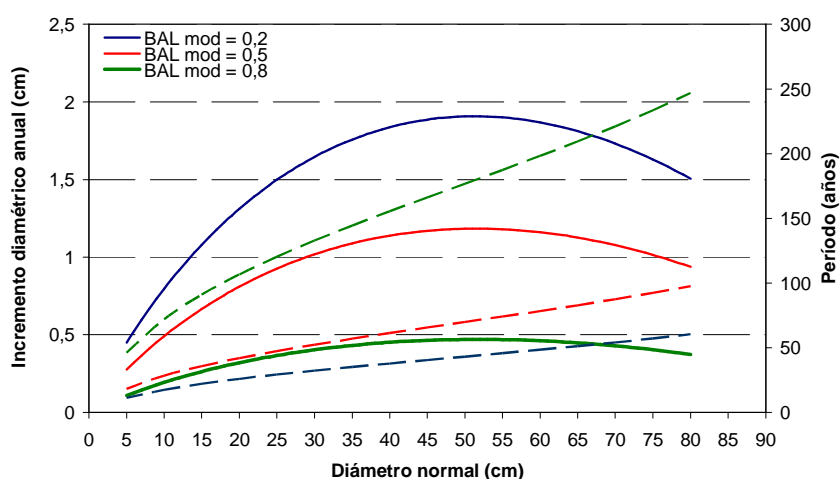


Figura 4.66. Incremento corriente anual y tiempo acumulado para que un árbol de *Maquira coriacea* llegue a un cierto diámetro con alta (línea verde), media (línea roja) y baja (línea azul) competencia entre individuos.

Los cálculos del crecimiento real por clase diamétrica de *Maquira coriacea* (Tabla 4.14) parece ser una metodología apropiada para representar el crecimiento y rendimiento de esta

especie; sin embargo, al compararlo con las predicciones del modelo de crecimiento desarrollado, los resultados del crecimiento por clase diamétrica indican un desarrollo relativamente rápido, especialmente cuando se toma como base el máximo crecimiento. Asimismo, las predicciones del modelo ajustado muestran crecimiento moderado y bueno en el escenario de media y baja competencia, y crecimiento muy modesto en condiciones de alta competencia entre árboles; no obstante, nos da una idea de la tendencia del crecimiento de esta especie.

La madera de *Maquira coriacea* es utilizada para la fabricación de contrachapados (Chichignoud *et al.*, 1990; Baluarte & Aróstegui, 1991), se extrae intensamente de los bosques inundables de América del Sur (Teixeira *et al.*, 1988); en el Perú ocupa actualmente el segundo lugar en las estadísticas oficiales de madera para contrachapados después de *Ceiba pentandra*, mostrando una tendencia creciente en los últimos años. Es abundante, frecuente y dominante en los bosques aluviales inundables, mostrando mayor preferencia por los bosques de restinga de corta inundación y menos dominante en los bosques de tahuampa de largo periodo de inundación. El índice de valor de importancia de *Maquira coriacea* es elevado, representa entre 1,5 a 5% de todas las especies del estrato superior y a 0,3 a 2,5% de las especies del sotobosque. Los pobladores locales de Jenaro Herrera extraen los árboles de *Maquira coriacea* para comercio, situación que amerita la necesidad de proveer información sobre su ecología y crecimiento, así como para organizar las actividades de extracción para el manejo sostenido de esta especie.

La fructificación de *Maquira coriacea* es amplia, abarca el periodo de inundación y la vaciante; durante el periodo de observación fenológica cerca del 35% de los árboles fructificaron, no obstante, el 2000 fue un año atípico donde se produjo un "año semillero" incrementándose el porcentaje de árboles fértiles al 70%. El año semillero es una respuesta evolutiva a la depredación que consiste en una alta producción de semillas que saciará a los depredadores y permitirá que las semillas que no son consumidas puedan llegar a convertirse en individuos reproductivos para preservar la especie (ej. Janzen 1971, 1978). Desde el punto de vista del manejo forestal este patrón reproductivo es positivo, sin embargo, la alta densidad de plántulas por metro cuadrado impide el desarrollo de la regeneración natural, por lo que acciones orientadas a manejar la regeneración natural permitirían una mayor producción de plantas.

La abrupta reducción de la abundancia de plantas en la restinga alta desde la clase diamétrica 0-5 a 5-10 cm de DAP, es una respuesta natural de la especie al entorno, aunque puede ser indicador de un auto aclareo en la especie (Nebel *et al.*, 2000b); en ese sentido, se recomienda crear las condiciones para el establecimiento y desarrollo de la regeneración natural mediante el raleo selectivo de algunas plántulas y el trasplante de otras a las zonas más altas de la restinga, compatibilizando con las variaciones decenales del periodo de lluvias, el nivel de la inundación (ej., Marengo, 2004) y el temperamento silvicultural, a través de intervenciones de liberación paulatina del dosel de árboles del estrato superior, de esta manera se podría incrementar las existencias de *Maquira coriacea* con plantas coetáneas con edades distantes diez años entre grupos.

Las predicciones del modelo de crecimiento para *Maquira coriacea* en el escenario de media competencia alcanzaron incrementos corrientes anuales en diámetro de 2,75 a 11,8 mm/año para árboles entre 5 a 52 cm de DAP, lo que podría ser producto de los bajos incrementos logrados en la clases diamétricas de 0-5 y de 5-10 cm de DAP. Estos incrementos son relativamente bajos comparado con el incremento corriente anual del diámetro del modelo de Nebel *et al.* (2000b) que pronosticó de 2,5 a 20 mm en árboles de 5-55 cm de DAP.

A pesar de ello, los importantes incrementos diamétricos reales alcanzados en las clases diamétricas muestran un enorme potencial de crecimiento para el manejo de esta especie; sin embargo, las predicciones del modelo de crecimiento en el escenario de media competencia podrían ser atinados para planificar el aprovechamiento de *Maquira coriacea* toda vez que permitirían la saca de madera por encima de los diámetros mínimos de corta (50 cm DAP) en aproximadamente 73 años, aunque los rendimientos de la madera para contrachapado no serían los más óptimos; sin embargo, se compensaría con una mayor producción de materia prima de los bosques.

Bajo este esquema, se plantea el aprovechamiento de *Maquira coriacea* a través de sistemas silviculturales monocíclicos (ej. Dawkins, 1958), con tendencia hacia la conversión del bosque en un rodal relativamente uniforme. El apeo de los árboles se debería ejecutar tal como es actualmente, es decir, antes de la inundación para permitir el transporte por flotación de las trozas hasta las fábricas, aunque esto no coincide con la propuesta de Nebel *et al.* (2000b).

4.3.9. *Minquartia guianensis* Aublet

Minquartia guianensis muestra un patrón fenológico monomodal estricto, el periodo de floración dura 3 meses cuando las lluvias no son muy intensas y el nivel del río se encuentra en descenso; la fructificación coincide con el periodo más seco del año y la vaciante de los ríos, estos datos son concordantes con Aróstegui & Díaz (1992) quienes observaron la fenología de 12 árboles de *Minquartia guianensis* en Jenaro Herrera. En el periodo de observación fue registrada la fenología de un total de 19 árboles, más del 50% de los árboles florecieron durante dicho periodo, el árbol fértil más pequeño midió 26 cm de DAP.

Los frutos son dispersados por ratones, murciélagos y tucanes (Nebel, 2000a; Torres, 2001). La mayoría de las semillas caen debajo de la copa de los árboles semilleros donde la regeneración natural es abundante y distribuida en forma aleatoria, las semillas dispersadas por murciélagos y ratones crecen agrupadas formando pequeñas cohortes de plántulas distantes de los árboles semilleros. La regeneración natural crece en el bosque hasta aproximadamente 70 cm, luego desaparece paulatinamente conforme va ascendiendo la inundación, las plantas que fueron expuestas durante 45 días continuos a inundación, mueren, mientras que el 20% sobrevive cuando son expuestas 30 días a estas condiciones (Nebel, 2000a).

En el estrato superior del bosque se observó árboles de bajos diámetros ubicados en el estrato codominante, el 44% reciben luz parcial por la parte superior de la copa, mientras que el 39% reciben plena iluminación pero solo por la corona de la copa; el otro 17% de los árboles

reciben luz solo por una parte lateral de la copa. El 83% de los árboles del estrato superior crecen en bosques semiabiertos con bastante sombra. Por las características expuestas, *Minquartia guianensis* está comprendida dentro del grupo de especies esciófitas totales (ej. Manta, 1989). El 72% de los árboles muestran copa en forma de medio círculo y asimétrica, mientras que el 20% presentan copa más o menos simétrica. En el sotobosque la situación de las plantas es similar al estrato superior.

Los individuos de *Minquartia guianensis* son mas frecuentes en los bosques de restinga alta y baja de corto periodo de inundación, donde se registraron densidades de 25 y 7 individuos por hectárea y áreas basales de 0,11 y 0,20 m²/ha, respectivamente. La densidad de árboles mayores de 10 cm de DAP es baja (Tabla 4.23), lo que hace suponer que se debe a la enorme demanda de *Minquartia guianensis* en la zona.

Tabla 4.23. Distribución por clase diamétrica de individuos de *Minquartia guianensis* en los bosques inundables.

DAP (cm)	Restinga alta		Restinga baja		Tahuampa		Transectos	
	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m ² /ha)	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m ² /ha)	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m ² /ha)	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m ² /ha)
0-5	9,77	0,0062	3,26	0,0043	0,00	0,0000	3,44	0,0025
5-10	10,43	0,0370	1,00	0,0063	0,33	0,0022	1,15	0,0053
10-15	3,92	0,0389	0,67	0,0062	0,00	0,0000	1,15	0,0150
15-20	0,33	0,0070	0,67	0,0130	0,00	0,0000	0,10	0,0028
20-25	0,00	0,0000	0,33	0,0124	0,33	0,0165	0,73	0,0292
25-30	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,63	0,0382
30-35	0,33	0,0247	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,42	0,0365
35-40	0,00	0,0000	0,33	0,0347	0,00	0,0000	0,31	0,0357
>40	0,00	0,0000	0,67	0,1276	0,00	0,0000	0,10	0,0132
Suma	24,79	0,1138	6,92	0,2046	0,67	0,0187	8,02	0,1783

La distribución de los individuos en las diferentes clases diamétricas está representada en la Figura 4.67 donde se observa el típico patrón "J" invertida, que tiene su correspondencia en los bajos valores de índice de valor de importancia en todos los tipos de bosques estudiados (Figura 4.68).

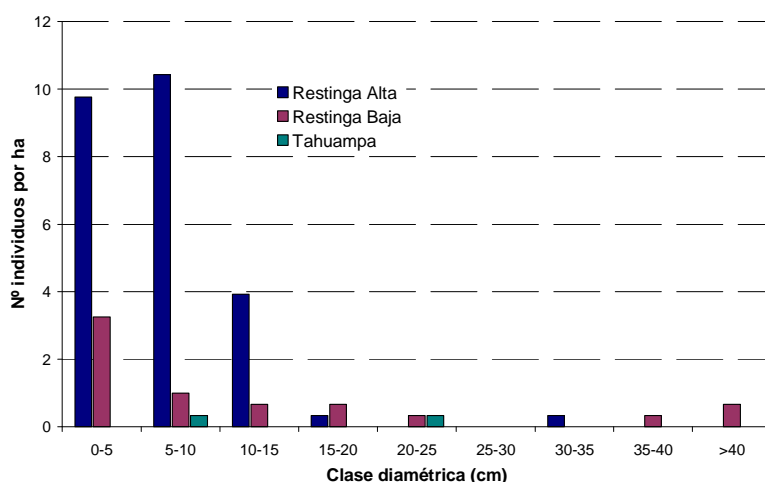


Figura 4.67. Distribución de los individuos de *Minquartia guianensis* en los tres tipos de bosques.

En el estrato superior de la restinga alta la dominancia relativa es inferior a la abundancia relativa, lo que indica un gran número de árboles con diámetros pequeños; mientras que en la restinga baja ocurre lo contrario. En el sotobosque de la restinga alta, la dominancia relativa fue mayor que la densidad relativa, mientras que en la restinga baja la dominancia relativa presentó un valor muy similar a la densidad relativa.

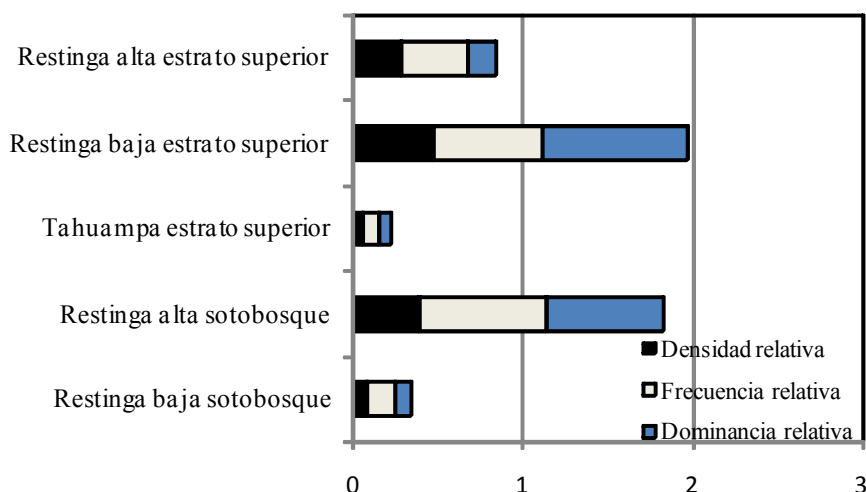


Figura 4.68. Índice de valor de importancia de *Minquartia guianensis* en diferentes tipos de bosques de la llanura aluvial.

El incremento diamétrico anual de todos los individuos de *Minquartia guianensis* presenta un comportamiento ascendente en las distintas clases diamétricas, mostrando el valor más alto en la clase diamétrica de 30-35 cm, donde alcanza incrementos medio y máximo anual de 0,77 y 1,12 cm/año, respectivamente, luego declina en las clases diamétricas superiores (Figura 4.69). Tomando en cuenta los incrementos anteriores, el tiempo que necesita un árbol de *Minquartia guianensis* para llegar a la clase diamétrica máxima de los árboles registrados en las parcelas de crecimiento (>35 cm) es de 95 y 57 años, para un crecimiento similar al valor medio y máximo observado, respectivamente (Figura 4.70).

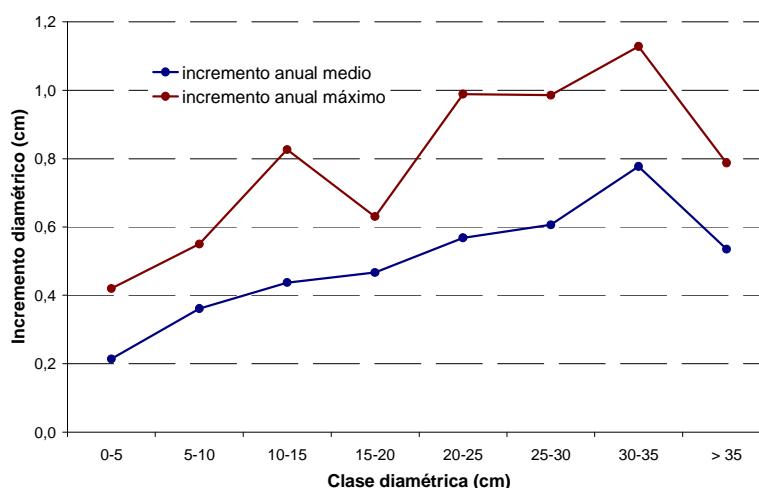


Figura 4.69. Incremento diamétrico medio (línea azul) y máximo (línea roja) anual de *Minquartia guianensis* por clases diamétricas.

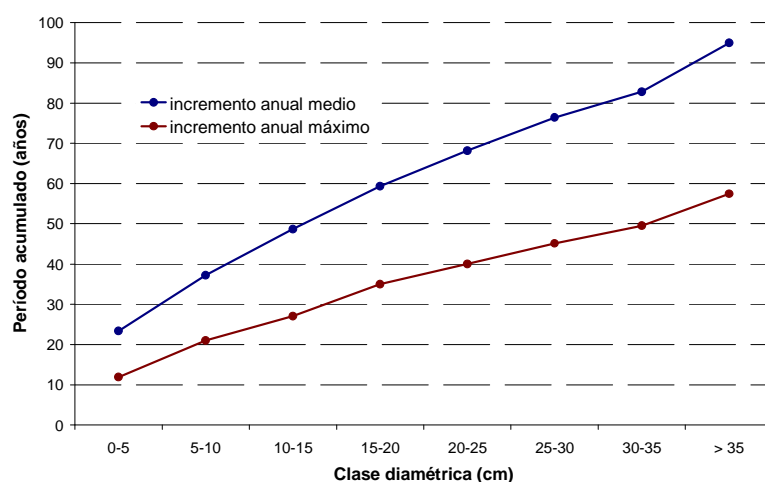


Figura 4.70. Período acumulado para que un árbol de *Minquartia guianensis* llegue al tamaño máximo de una clase diamétrica teniendo en cuenta el incremento diamétrico medio (línea azul) y máximo (línea roja).

El modelo de crecimiento diamétrico ajustado mediante el paquete estadístico SAS STAT™ (SAS Institute, 2004a) muestra resultados aceptables de ($EMC=0,3324$ y $R^2Adj=0,9958$). Los parámetros estimados resultantes del modelo son: $b_0=0,157226$ y $b_1=-0,02336$.

El análisis gráfico del modelo ajustado confirma la bondad del ajuste, así la distribución de los diámetros observados versus los diámetros predichos muestran una línea que sigue una tendencia diagonal (Figura 4.71). Del mismo modo, la distribución de residuos frente a valores predichos de la variable diámetro medio (Figura 4.72) para la combinación indicada, no muestra tendencias anómalas de los datos que indiquen el incumplimiento de las hipótesis de normalidad, homogeneidad de varianza e independencia de residuos.

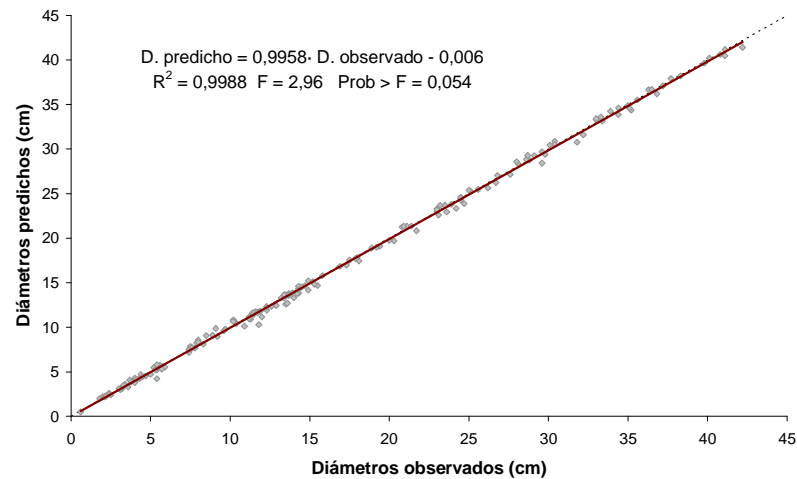


Figura 4.71. Diámetros observados frente a valores predichos de la variable diámetro medio para el modelo ajustado.

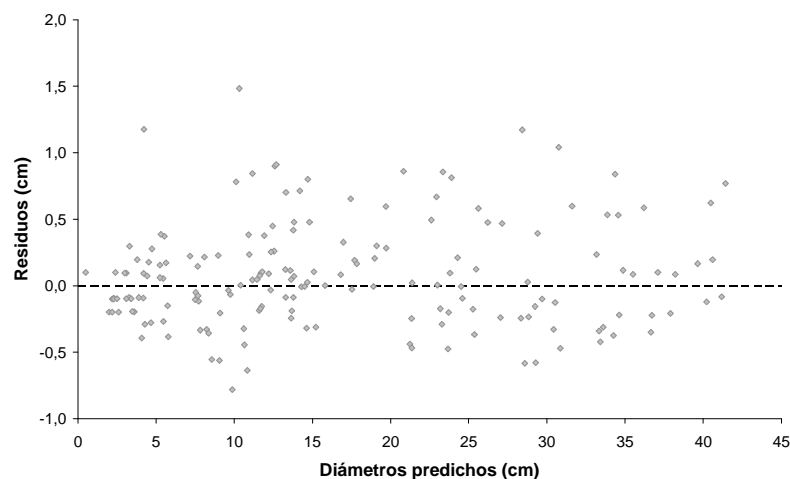


Figura 4.72. Residuos frente a valores predichos de la variable diámetro medio para el modelo ajustado.

De acuerdo con este modelo de crecimiento el punto máximo en la actual tasa de crecimiento en diámetro anual para los árboles de *Minquartia guianensis* es 2,278 cm, 1,394 cm y 0,546 cm para árboles con baja, media y alta competencia entre pies, lo que ocurre cuando los árboles cuentan con DAP de 21,27, 21,39 y 20,54 cm, respectivamente; sin embargo, el periodo de tiempo para que un árbol de *Minquartia guianensis* alcance los diámetros indicados es muy variable, de aproximadamente 11,47, 19,72 y 51,01 años, respectivamente (Figura 4.73). Cabe resaltar el periodo relativamente corto de esta especie para lograr el punto óptimo de crecimiento en diámetro en los escenarios de baja y media competencia entre pies, lo cual podría contribuir a gestionar sosteniblemente esta especie.

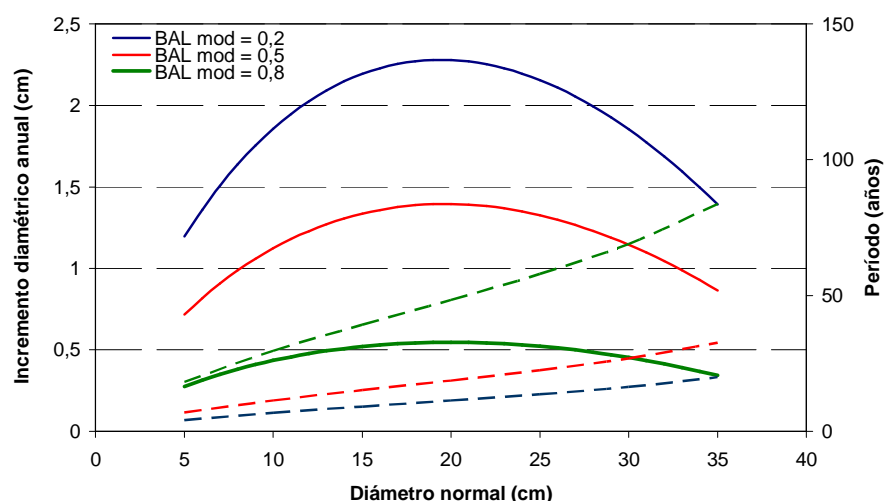


Figura 4.73. Incremento corriente anual y tiempo acumulado para que un árbol de *Minquartia guianensis* llegue a un cierto diámetro con alta (línea verde), media (línea roja) y baja (línea azul) competencia entre individuos.

Los cálculos del crecimiento por clase diamétrica de *Minquartia guianensis* (Tabla 4.14) parecen ser una metodología apropiada para representar el crecimiento y rendimiento de esta especie; sin embargo, al compararlo con las predicciones del modelo de crecimiento desarrollado, los resultados del crecimiento por clase diamétrica indican un desarrollo relativamente lento. Las predicciones del modelo ajustado muestran crecimiento muy bueno y moderado en los escenarios con baja y media competencia y modesto en árboles con alta competencia; sin embargo, la ausencia de árboles en las clases diamétricas superiores a 35 cm de DAP limitan un análisis más amplio; no obstante, nos da una idea de la tendencia del crecimiento de esta especie.

La madera de *Minquartia guianensis* se extrae intensamente de los bosques inundables y es ampliamente utilizada para postes, estructuras (vigas y columnas), parquet, traviesas de ferrocarril y construcciones marinas (Aróstegui & Valderrama, 1986; JUNAC, 1981); en los mercados locales esta especie se expende como horcones y vigas (Nebel, 2000a), los pobladores locales del ámbito de Jenaro Herrera utilizan la madera como vigas, postes y columnas por su extraordinaria durabilidad natural (Kvist *et al.*, 2001a).

Minquartia guianensis es frecuente en los bosques aluviales de restinga alta y baja de corta inundación; sin embargo, el índice de valor de importancia es en general muy bajo comparado con otras especies del bosque inundable, quizá debido a la intensa extracción de los árboles por los pobladores locales. Por esta razón urge la necesidad de proveer información sobre su ecología y crecimiento, así como para organizar su aprovechamiento.

La abundante fructificación de *Minquartia guianensis* y el bajo diámetro de los árboles fértiles nos indica que la producción de semillas no sería un problema y podría contribuir a manejar la especie en el bosque inundable; sin embargo, el crecimiento de los árboles es lento cuando se toma en cuenta los incrementos por clases diamétricas.

La presencia de plántulas y brinzales de *Minquartia guianensis* creciendo bajo condiciones de bosques semiabiertos con bastante sombra en los bosques de restinga y con bastantes claros en fajas agroforestales de tierra firme en Jenaro Herrera, es una señal que la especie podría adaptarse a diferentes ambientes. El trasplante de plántulas criados en vivero al campo abierto y en fajas en línea, mostraron mayor crecimiento y supervivencia en ambientes con 50% de sombra (Aróstegui & Díaz, 1992). Este comportamiento fue confirmado por Clark & Clark (1992) determinando que los estadios juveniles de *Minquartia guianensis* estaban asociados a estratos umbríos del bosque y los índices de mortalidad eran relativamente bajos y se reducían al incrementarse el tamaño de las plantas. Mediante estudios ecofisiológicos, Vieira (1996) confirmó la tolerancia a la sombra de *Minquartia guianensis*; sin embargo, encontró que sigue una estrategia de tolerancia flexible, ya que los índices de crecimiento mejoraron con la radiación activa fotosintética, llegando a la conclusión que *Minquartia guianensis* posee un nicho bastante amplio. No obstante, la escasa resistencia a inundaciones superiores a 30 días podría constituir un factor en contra para el establecimiento de plántulas en el bosque inundable, la diseminación de semillas inmediatamente después del final de la inundación parece ser una estrategia natural para la regeneración de la especie, lo que permite que las plántulas alcancen alturas que podrían soportar las inundaciones, puesto que la resistencia a la inundación aumenta con el tamaño de los individuos (Gill, 1970). Esta respuesta natural podría explicar las razones por que *Minquartia guianensis* crece en los bosques inundables con promedios anuales de inundación de hasta 3 meses, no obstante que sus plántulas son sensibles a las inundaciones.

Basado en el modelo ajustado para *Minquartia guianensis*, el incremento corriente anual en diámetro en el escenario de media competencia alcanzó valores de 7 a 14 mm/año para árboles entre 5 a 20 de DAP, lo cual es alto comparado con los resultados de Nebel (2000a), quien pronosticó índices de crecimiento de 1 a 4 mm/año en árboles de 5-27 cm de DAP y mucho mayor que los índices de crecimiento medio de 1,4 a 2,8 mm/año que reportó Clark & Clark (1991) en bosques de tierra firme de Costa Rica; sin embargo, la baja densidad de árboles mayores de 10 cm de DAP en las parcelas permanentes de muestreo es una clara advertencia que el aprovechamiento de *Minquartia guianensis* es insostenible; no obstante, los resultados logrados en este estudio, vislumbran que es posible producir madera de esta especie en los bosques inundables.

A fin de incrementar las existencias de *Minquartia guianensis* en los bosques inundables, se propone manejar la regeneración natural del bosque trasladando las plántulas a las partes más altas de la restinga, proporcionando las condiciones apropiadas de luz para incrementar su crecimiento y supervivencia.

Teniendo en cuenta la enorme demanda de madera de *Minquartia guianensis* en el ámbito rural para vigas, postes y columnas, sería suficiente extraer árboles a partir de 20 cm de DAP, lo que se consigue en 19 años de acuerdo con el modelo ajustado en el escenario de media competencia entre pies, utilizando sistemas silviculturales policíclicos como el propuesto por Dawkins (1958). El aprovechamiento de árboles como el propuesto, no tendría repercusiones en

la regeneración de *Minquartia guianensis*, ya que en las parcelas se observaron árboles de diámetros similares produciendo frutos. El objetivo de esta propuesta sería producir de diez a veinte árboles por hectárea con fustes de buena calidad.

La propuesta de manejo de esta especie debe ir acompañada de programas de educación ambiental que refuercen el uso eficiente de la madera de *Minquartia guianensis* en la construcción de viviendas rurales a fin de evitar el uso de árboles con diámetros sobredimensionados para postes y columnas.

4.3.10. *Ocotea cernua* (Nees) Mez

Ocotea cernua muestra un patrón fenológico monomodal de transición, el periodo de floración ocurre en plena época lluviosa. La fructificación se observó en el periodo de creciente de los ríos amazónicos. Fue observada la fenología de un total de 10 árboles, logrando fructificar entre el 20 al 50% de los árboles; sin embargo, en los años 1998 y 1999 no se observó ningún árbol en fructificación; el árbol fértil más pequeño midió 23 cm de DAP.

Los frutos suministran alimento a los tucanes, luego botan la semilla debajo del árbol semillero, dando origen a abundante regeneración natural distribuida al azar, también se observó regeneración natural lejos del árbol semillero en forma agrupada pero escasa; luego esta desaparece por exposición a la inundación.

En el estrato superior, el 55% de los árboles reciben luz completa para la parte superior de la corona, el 45% restante recibe solo luz parcial, mientras que el 89% tiene preferencia por bosques semiabiertos. En el sotobosque, la situación es similar a lo que ocurre en el estrato superior. Estas características son afines con especies esciófitas parciales (ej. Finegan, 1991). Todos los individuos del estrato superior y del sotobosque ostentan una media copa, rala y asimétrica.

Los individuos de *Ocotea cernua* fueron anotados en los tres tipos de bosques de este estudio; sin embargo, son más frecuentes en los bosques de restinga alta y baja de corto periodo de inundación, donde se registraron densidades de 57 y 20 individuos por hectárea con correspondientes áreas basales de 0,04 y 0,10 m²/ha. La densidad de árboles mayores de 10 cm de DAP es más elevada en la restinga baja (Tabla 4.24).

Tabla 4.24. Distribución por clase diamétrica de individuos de *Ocotea cernua* en los bosques inundables.

DAP (cm)	Restinga alta		Restinga baja		Tahuampa		Transectos	
	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m ² /ha)	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m ² /ha)	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m ² /ha)	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m ² /ha)
0-5	48,83	0,0084	9,77	0,0097	0,00	0,0000	6,88	0,0042
5-10	7,18	0,0272	7,18	0,0244	0,67	0,0041	1,67	0,0073
10-15	0,67	0,0091	0,67	0,0102	0,00	0,0000	0,42	0,0048
15-20	0,00	0,0000	1,33	0,0328	0,00	0,0000	0,63	0,0161
20-25	0,00	0,0000	0,33	0,0114	0,00	0,0000	0,31	0,0120
25-30	0,00	0,0000	0,33	0,0208	0,00	0,0000	0,31	0,0185
30-35	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,21	0,0191
35-40	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000
40-45	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000
45-50	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,10	0,0169
Suma	56,67	0,0447	19,61	0,1093	0,67	0,0041	10,52	0,0988

La distribución de los individuos en las diferentes clases diamétricas está graficada en la Figura 4.74 donde se observa el patrón característico "J" invertida, la figura también muestra la escasa presencia de individuos en el bosque de tahuampa.

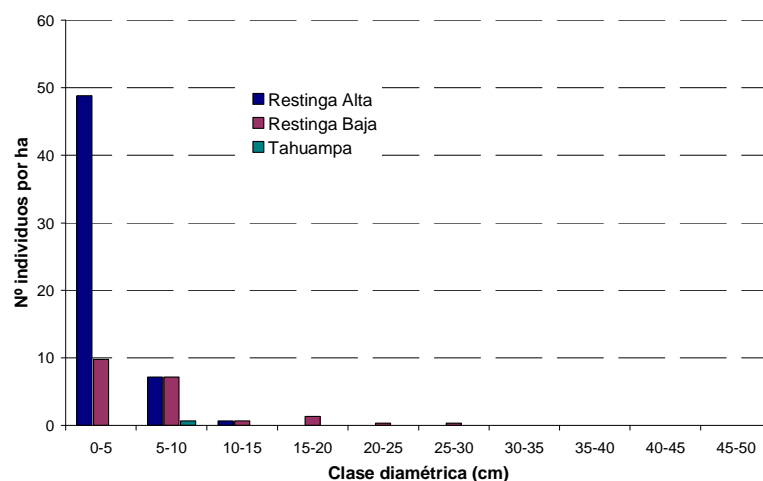


Figura 4.74. Distribución de los individuos de *Ocotea cernua* en las diferentes clases diamétricas censadas en los bosques inundables.

Ocotea cernua obtuvo bajos valores de "IVI" en todos los tipos de bosques, tanto en el estrato superior como en el sotobosque (Figura 4.75). En el estrato superior y en el sotobosque de la restinga alta y baja, en general la dominancia relativa fue inferior a la densidad relativa, con una pequeña superioridad de la dominancia relativa sobre la densidad relativa en la restinga baja. Lo que quiere decir que la mayoría de los árboles presentaron diámetros menores que los promedios del bosque.

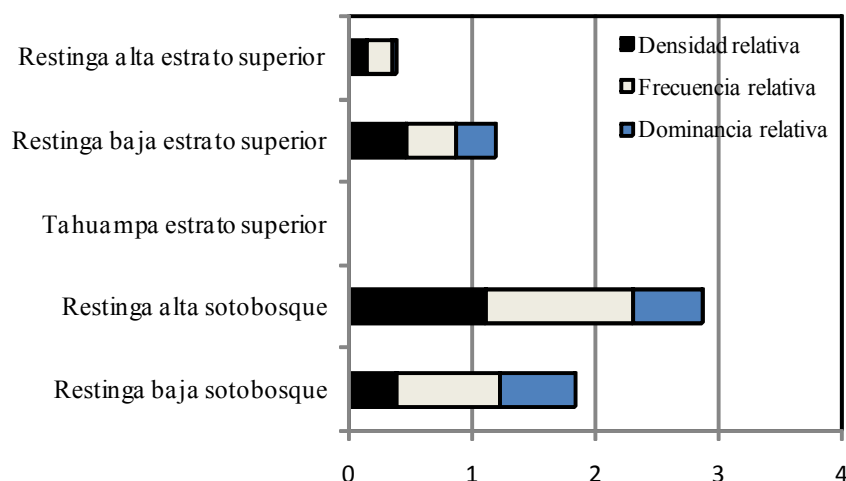


Figura 4.75. Índice de valor de importancia de *Ocotea cernua* en diferentes tipos de bosques de la llanura aluvial.

El incremento diamétrico de todos los individuos de *Ocotea cernua* presenta un comportamiento con proyección creciente hacia las clases diamétricas superiores, así el incremento medio anual y el incremento máximo muestran el valor más alto en la clase diamétrica de 25-30 cm donde alcanzan valores de 0,95 y 1,74 cm/año (Figura 4.76).

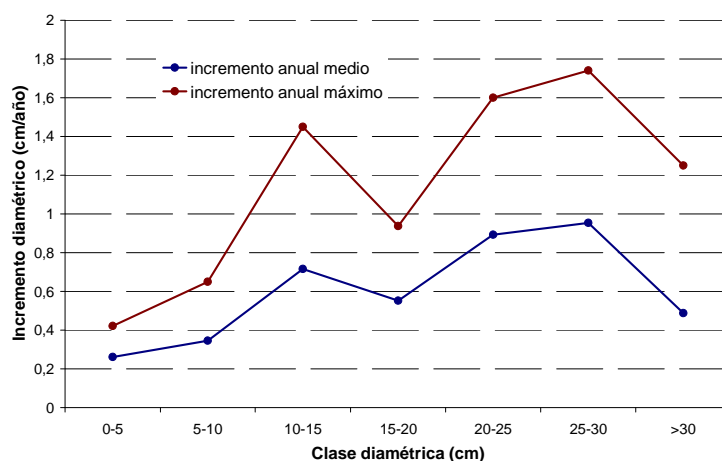


Figura 4.76. Incremento diamétrico medio (línea azul) y máximo (línea roja) anual de *Ocotea cernua* por clases diamétricas.

Considerando estos incrementos, el tiempo que necesita un árbol de *Ocotea cernua* para llegar a la clase diamétrica >30 cm es de aproximadamente 75 y 38 años, para un crecimiento similar al valor medio y máximo observado, respectivamente (Figura 4.77).

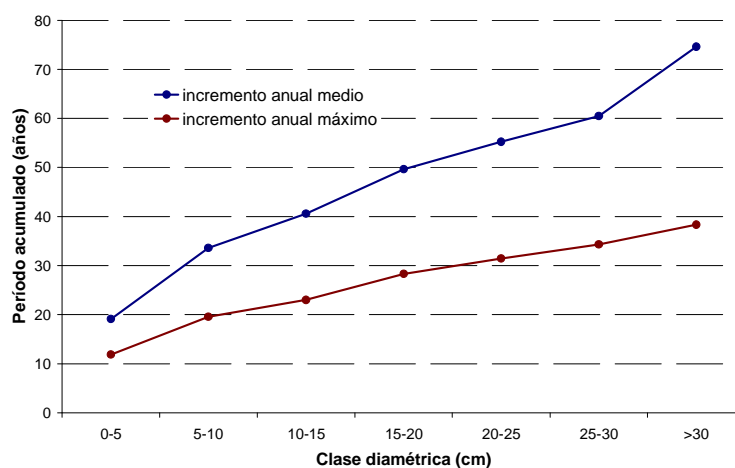


Figura 4.77. Periodo acumulado para que un árbol de *Ocotea cernua* llegue al tamaño máximo de una clase diamétrica teniendo en cuenta el incremento diamétrico medio (línea azul) y máximo (línea roja).

El modelo de crecimiento diamétrico ajustado mediante el paquete estadístico SAS STAT™ (SAS Institute, 2004a) muestra resultados aceptables de ($EMC=0,2967$ y $R^2Adj=0,9969$). Los parámetros estimados resultantes del modelo son: $b_0=0,379906$ y $b_1=-0,05705$.

El análisis gráfico del modelo ajustado confirma la bondad del ajuste, así la distribución de los diámetros observados versus los diámetros predichos muestran una línea que sigue una tendencia diagonal (Figura 4.78). Del mismo modo, la distribución de residuos frente a valores predichos de la variable diámetro medio (Figura 4.79) para la combinación indicada, no muestra tendencias anómalas de los datos que indiquen el incumplimiento de las hipótesis de normalidad, homogeneidad de varianza e independencia de residuos.

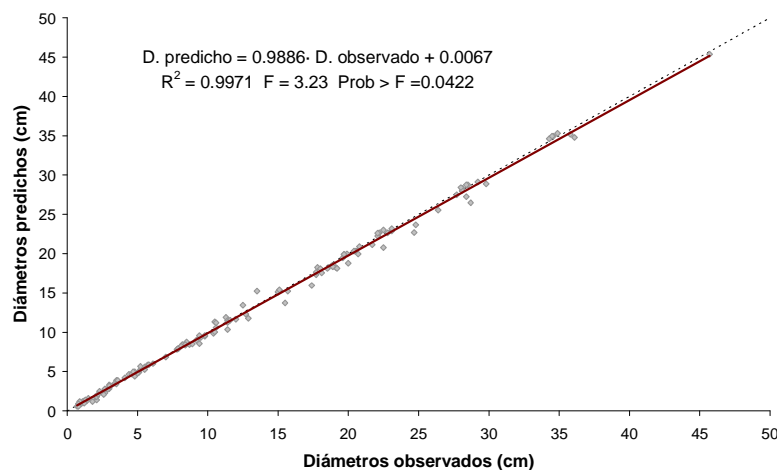


Figura 4.78. Diámetros observados frente a valores predichos de la variable diámetro medio para el modelo ajustado.

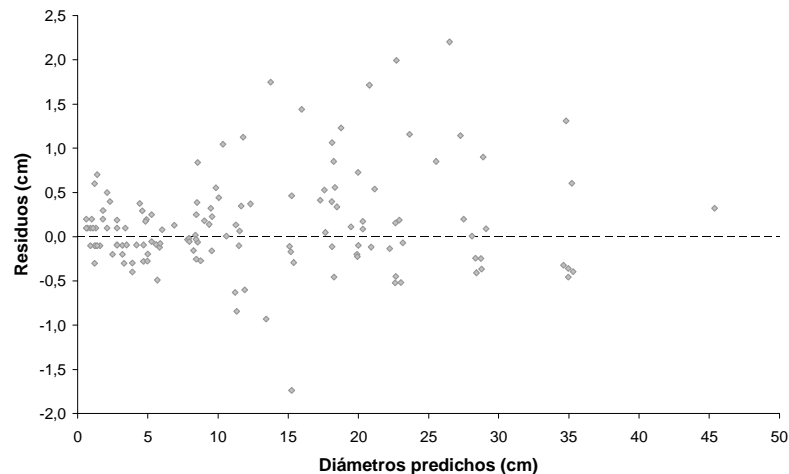


Figura 4.79. Residuos frente a valores predichos de la variable diámetro medio para el modelo ajustado.

De acuerdo con este modelo de crecimiento el punto máximo en la actual tasa de crecimiento en diámetro anual para los árboles de *Ocotea cernua* es 2,10 cm, 1,28 cm y 0,50 cm para árboles con baja, media y alta competencia entre pies, lo que ocurre cuando los árboles cuentan con DAP de 21,10, 20,28 y 20,50 cm, respectivamente; sin embargo, el tiempo que requiere un árbol de *Ocotea cernua* para alcanzar los diámetros indicados es muy variable de aproximadamente 12,31, 20,35 y 54,51 años, respectivamente (Figura 4.80).

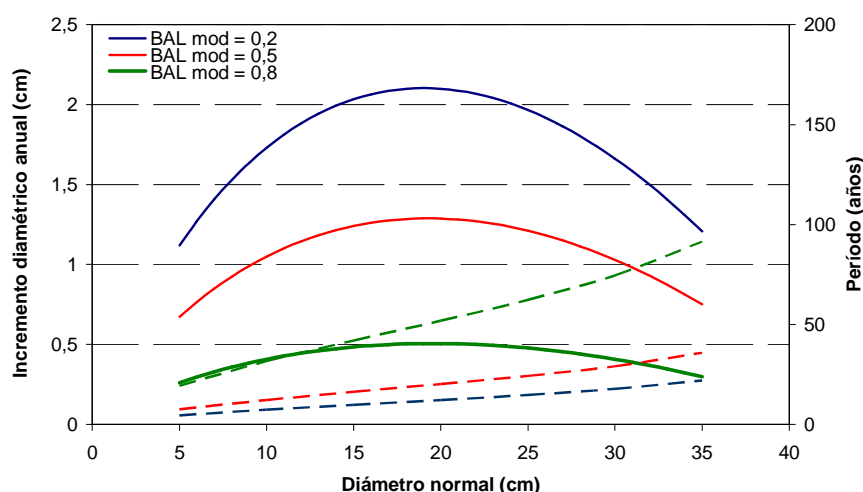


Figura 4.80. Incremento corriente anual y tiempo acumulado para que un árbol de *Ocotea cernua* llegue a un cierto diámetro con alta (línea verde), media (línea roja) y baja (línea azul) competencia entre individuos.

Los cálculos del crecimiento por clase diamétrica de *Ocotea cernua* (Tabla 4.14) parecen ser una metodología apropiada para representar el crecimiento y rendimiento de esta especie. Sin embargo, al compararlo con las predicciones del modelo de crecimiento desarrollado, los resultados del crecimiento por clase diamétrica son más bajos con respecto a la primera. La ausencia de individuos en las clases diamétricas superiores de 30 cm limita la posibilidad de plantear sistemas de aprovechamiento para obtener árboles con diámetro mínimo de corta de 40 cm de DAP.

Los resultados del crecimiento con el modelo ajustado parecen ser más promisorios, por ejemplo si consideramos el incremento corriente anual en el escenario de media competencia entre pies, los árboles de *Ocotea cernua* llegan a obtener un DAP de 30 cm a la edad aproximada de 29 años, mucho más promisorio es el incremento en el escenario de baja competencia entre pies, donde alcanza 30 cm de DAP muy temprano a la edad aproximada de 17 años; sin embargo, resulta poco probable de lograr este crecimiento dada las condiciones de alta densidad de árboles en los bosques tropicales inundables; sin embargo, nos da una idea de la tendencia del crecimiento de *Ocotea cernua*.

La madera de *Ocotea cernua* es utilizada como aserrada en la construcción de exteriores e interiores de viviendas rurales y en canoas (Kvist *et al.*, 2001a), la industria de transformación de madera en la zona también suele procesar la madera de esta especie. En las estadísticas oficiales aparece junto con otras especies del grupo de las "moenas", cuya denominación internacional es "imbuía".

Ocotea cernua es frecuente en los bosques aluviales de restinga alta y baja de corta inundación; el índice de valor de importancia es muy bajo comparado con otras especies del bosque inundable; sin embargo, su inclusión dentro de las especies de interés comercial, respalda

la necesidad de proporcionar información sobre su ecología y crecimiento, así como para organizar las actividades de extracción.

La fructificación de *Ocotea cernua* fue observada durante la estación lluviosa, cada fruto contiene una sola semilla con testa leñosa, los tucanes se alimentan del mesocarpio y contribuyen a la diseminación de la semilla debajo del árbol semillero. Al igual que las otras especies del grupo "moena", *Ocotea cernua* es una especie con algunas perturbaciones reproductivas caracterizada por periodos estériles como lo ocurrido entre enero 1998 hasta diciembre de 1999, en el año 2000 se observó dos periodos de fructificación uno más vigoroso que el otro. La testa de la semilla es leñosa por lo que retarda la germinación y expone a las plantitas aún muy pequeñas a la inundación. Ante esta situación, sería recomendable colectar los frutos debajo del árbol semillero para producir plantitas en el vivero temporal de las tierras altas, luego en el siguiente periodo de vaciante serían trasplantados con tamaños que le permitan sobrevivir a la próxima creciente. Esta actividad debería ser complementada con la apertura de claros en el dosel superior que favorezca el ingreso de luz para el crecimiento de las plántulas.

La alta presencia de individuos *Ocotea cernua* en las clases diamétricas inferiores es adecuada para implementar sistemas silviculturales policíclicos que se concentre en las especies con características similares, como por ejemplo, las especies del grupo de moenas (*Aniba* sp. y *Endlicheria verticillata*), esto permitiría además reducir los costos de extracción y transporte; atenuando al mismo tiempo la fuerte presión extractiva sobre las especies más valiosas del bosque.

El incremento moderado logrado por *Ocotea cernua* en el escenario de media competencia entre pies podría mejorarse si se practican liberaciones del dosel superior y raleos alrededor de las plantas para reducir la competencia entre pies, a fin de obtener árboles con diámetros de 30 cm de DAP en periodos próximos a 17 años como ocurre en el escenario de baja competencia. La extracción de árboles con diámetros como el propuesto, no tendría repercusiones en la regeneración de *Ocotea cernua* toda vez que se ha observado árboles con diámetros menores en plena fructificación, aunque los transtornos reproductivos observados en esta especie podrían influir de alguna manera en la producción de madera.

4.3.11. *Oxandra sphaerocarpa* R.E. Fries

Oxandra sphaerocarpa presenta un patrón fenológico monomodal de transición, el periodo de floración abarca el periodo seco y el inicio de la estación lluviosa; mientras que la fructificación se efectúa en plena época lluviosa. Fue observada la fenología de un total de 15 árboles (Freitas & Kvist, 2000). La misma fuente añade que durante la mayor parte del año, cerca del 10% de los árboles de *Oxandra sphaerocarpa* registraron fructificación con un notable incremento de enero a marzo, cuando los bosques aún no están inundados. Los frutos son dispersados por animales (Roosmalen, 1985).

Durante las observaciones fenológicas se concluyó una abundante regeneración natural distribuida en forma regular alrededor de los árboles semilleros. La regeneración natural

desaparece progresivamente por ahogamiento durante la inundación. En las parcelas del sotobosque de la restinga alta y baja se han encontrado un considerable número de brinzales que han logrado superar los niveles máximos de creciente y se han consolidado en el bosque.

En el estrato superior del bosque el 37% de los árboles reciben iluminación completa en forma vertical por la corona, mientras que el 57% solo recibe luz parcial en forma vertical o en forma lateral, solo el 3% son árboles emergentes; sin embargo, la forma de la copa no contribuye a captar la luz ya que el 80% de los árboles cuentan con una media copa asimétrica; situación similar se presenta en el sotobosque. Los árboles de *Oxandra sphaerocarpa* del estrato superior como del sotobosque crecen en bosques semiabiertos, características que corresponden a especies esciófitas parciales (ej. Finegan, 1991).

Los árboles de *Oxandra sphaerocarpa* muestran preferencia por los bosques de restinga alta y baja de corta inundación, donde ocurren con densidades altas de 70 y 55 individuos por hectárea con correspondientes áreas basales de 0,34 y 0,52 m²/ha. La escasa o casi nula presencia de individuos en el bosque de tahuampa con inundación más prolongada es un indicio que la especie es poco tolerante a la inundación (Tabla 4.25).

La distribución de los individuos en las diferentes clases diamétricas está representada en la Figura 4.81, donde se observa el patrón característico "J" invertida. Cerca del 86% de los individuos registrados en el bosque de restinga alta están comprendidos en la clase diamétrica de 0-5 y 5-10 cm.

Tabla 4.25. Distribución por clase diamétrica de individuos de *Oxandra sphaerocarpa* en los bosques inundables.

DAP (cm)	Restinga alta		Restinga baja		Tahuampa		Transectos	
	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m ² /ha)	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m ² /ha)	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m ² /ha)	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m ² /ha)
0-5	42,32	0,0199	13,02	0,0103	0,00	0,0000	2,29	0,0019
5-10	18,28	0,0588	28,38	0,1274	1,00	0,0066	1,15	0,0050
10-15	4,00	0,0471	6,33	0,0772	0,33	0,0048	0,52	0,0056
15-20	2,33	0,0497	2,33	0,0573	0,00	0,0000	0,00	0,0000
20-25	2,00	0,0800	2,00	0,0826	0,00	0,0000	0,10	0,0040
25-30	0,67	0,0410	2,33	0,1300	0,00	0,0000	0,10	0,0061
30-35	0,67	0,0512	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000
35-40	0,00	0,0000	0,33	0,0388	0,00	0,0000	0,00	0,0000
40-45	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000
45-50	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000
50-55	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000
55-60	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000
60-65	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000
65-70	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000
70-75	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000
>75	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000
Suma	70,26	0,3478	54,73	0,5236	1,33	0,0113	4,17	0,0227

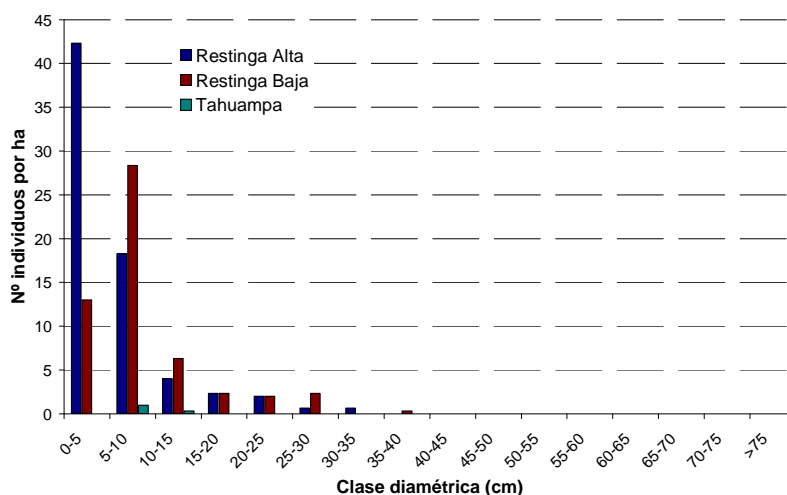


Figura 4.81. Distribución de los individuos de *Oxandra sphaerocarpa* en las diferentes clases diamétricas censadas en los tres tipos de bosques estudiados.

Oxandra sphaerocarpa obtuvo importantes valores de "IVI", en el estrato superior de la restinga alta y baja (Figura 4.82), donde la dominancia relativa fue menor a la densidad relativa, lo que indica un elevado número de árboles con diámetros pequeños que los promedios del bosque.

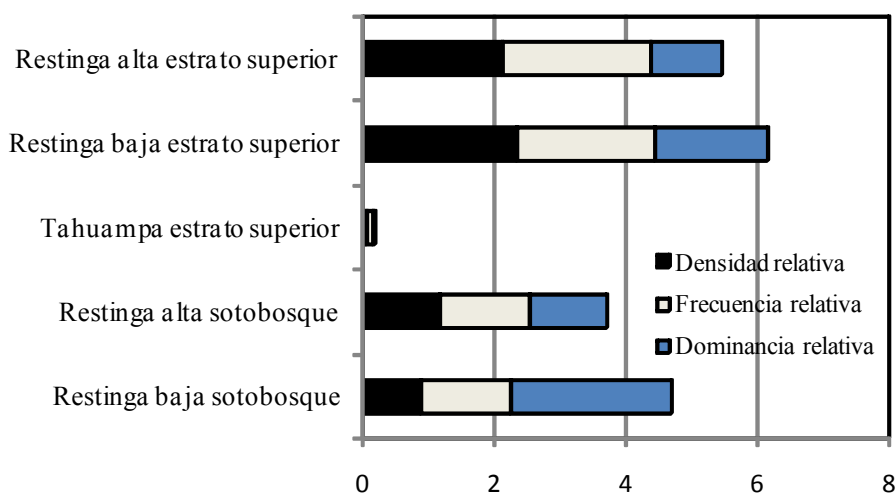


Figura 4.82. Índice de valor de importancia de *Oxandra sphaerocarpa* en diferentes tipos de bosques de la llanura aluvial.

El incremento diamétrico medio y máximo de los individuos de *Oxandra sphaerocarpa* muestra comportamiento muy variado en las distintas clases diamétricas, el valor más alto del incremento medio anual se presenta en la clase diamétrica de 35-40 cm donde alcanza 0,60 cm/año; mientras que el valor máximo del incremento diamétrico anual, ocurre en la clase diamétrica 20-25 cm cuando alcanzan 0,89 cm/año (Figura 4.83).

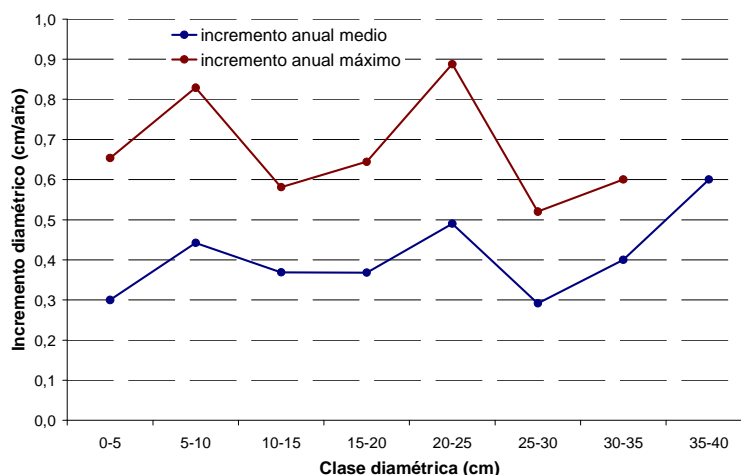


Figura 4.83. Incremento diamétrico medio (línea azul) y máximo (línea roja) anual de *Oxandra sphaerocarpa* por clases diamétricas.

Teniendo en cuenta estos incrementos, el tiempo que necesita un árbol de *Oxandra sphaerocarpa* para llegar a la clase diamétrica de 30-35 cm es de aproximadamente 95 y 54 años, para un crecimiento similar al valor medio y máximo observado, respectivamente; sin embargo, si consideramos que esta especie es utilizada como madera redonda para la construcción de viviendas rurales (Freitas & Kvist, 2000; Kvist *et al.*, 2001a), los árboles de *Oxandra sphaerocarpa* podrían ser utilizadas para vigas a partir de 20 cm de diámetro, lo que es logrado a la edad aproximada de 65 y 36 años, para incrementos medios y máximos, respectivamente (Figura 4.84).

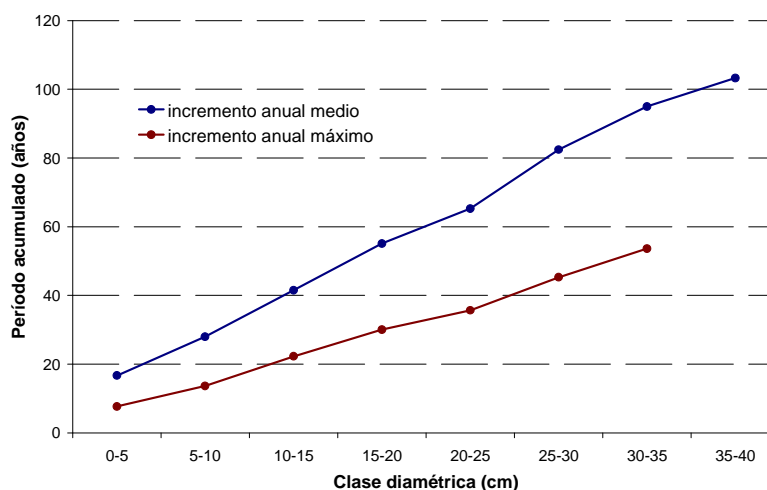


Figura 4.84. Período acumulado para que un árbol de *Oxandra sphaerocarpa* llegue al tamaño máximo de una clase diamétrica teniendo en cuenta el incremento diamétrico medio (línea azul) y máximo (línea roja).

El modelo de crecimiento diamétrico ajustado mediante el paquete estadístico SAS STAT™ (SAS Institute, 2004a) muestra resultados aceptables de ($EMC=0,1722$ y $R^2Adj=0,9968$). Los parámetros estimados resultantes del modelo son: $b_0=0,287182$ y $b_1=-0,04697$.

El análisis gráfico del modelo ajustado confirma la bondad del ajuste, así la distribución de los diámetros observados versus los diámetros predichos muestran una línea que sigue una tendencia de una línea diagonal (Figura 4.85).

Del mismo modo, la distribución de residuos frente a valores predichos de la variable diámetro medio (Figura 4.86) para la combinación indicada, no muestra tendencias anómalas de los datos que indiquen el incumplimiento de las hipótesis de normalidad, homogeneidad de varianza e independencia de residuos.

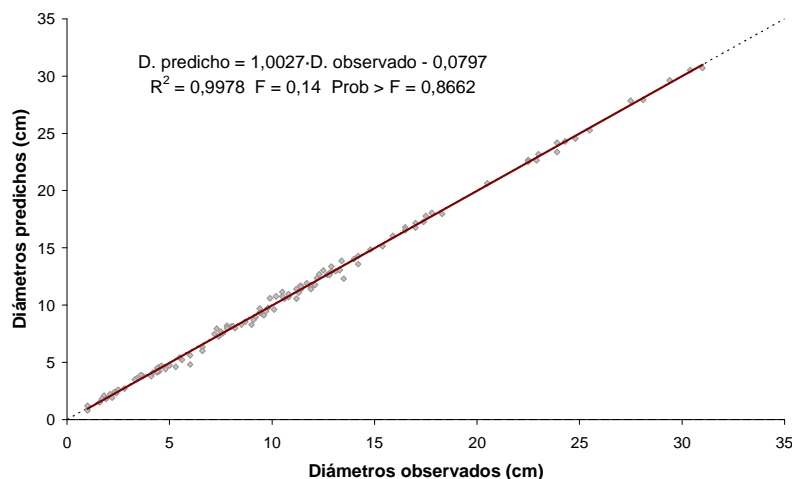


Figura 4.85. Diámetros observados frente a valores predichos de la variable diámetro medio para el modelo ajustado.

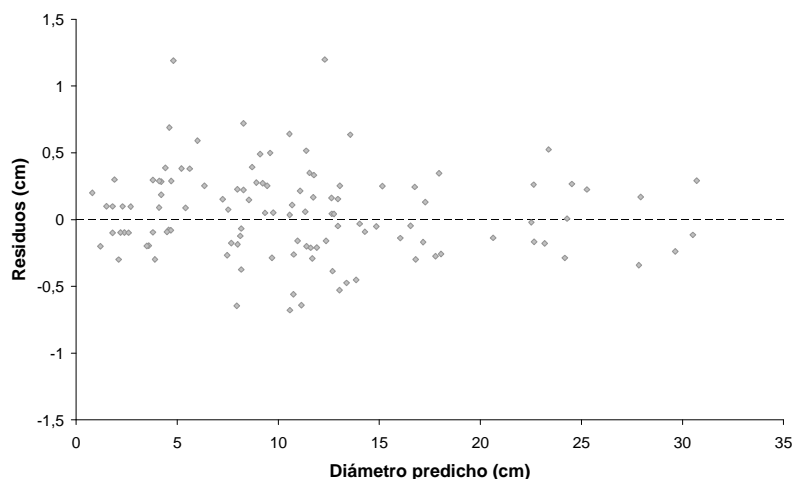


Figura 4.86. Residuos frente a valores predichos de la variable diámetro medio para el modelo ajustado.

De acuerdo con este modelo de crecimiento el punto máximo en la actual tasa de crecimiento en diámetro anual para los árboles de *Oxandra sphaerocarpa* es 1,322 cm, 0,814 cm y 0,320 cm para árboles con baja, media y alta competencia entre pies, lo que sucede cuando los árboles cuentan con DAP de 16,81, 17,32 y 17,32 cm, respectivamente; sin embargo, el tiempo que

requiere un árbol de *Oxandra sphaerocarpa* para alcanzar los diámetros indicados es muy variable de aproximadamente 15,90, 26,05 y 69,79 años, respectivamente (Figura 4.87).

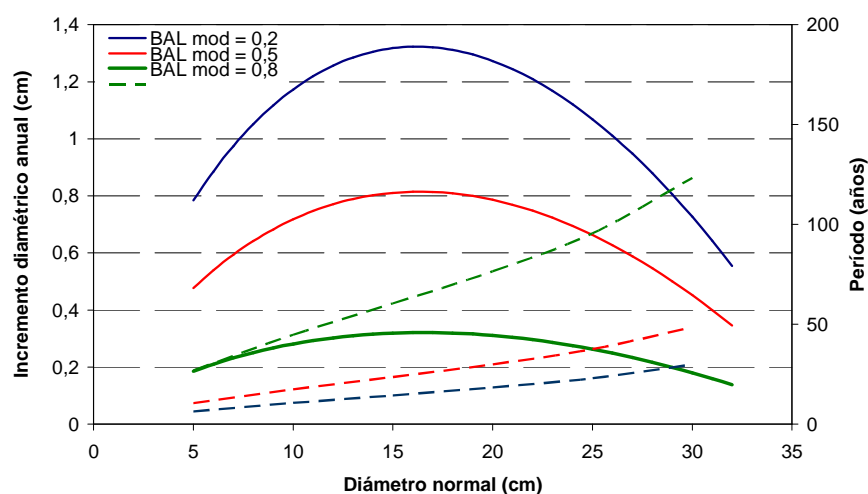


Figura 4.87. Incremento corriente anual y tiempo acumulado para que un árbol de *Oxandra sphaerocarpa* llegue a un cierto diámetro con alta (línea verde), media (línea roja) y baja (línea azul) competencia entre individuos.

Los cálculos del crecimiento por clase diamétrica de *Oxandra sphaerocarpa* (Tabla 4.14) parecen ser una metodología apropiada para representar el crecimiento y rendimiento de esta especie; sin embargo, al compararlo con las predicciones del modelo de crecimiento desarrollado, los resultados del crecimiento por clase diamétrica indican un desarrollo relativamente lento.

Asimismo, los registros de crecimiento pronosticados por el modelo muestran crecimiento modesto en el escenario de media competencia y moderado en el escenario con baja competencia entre pies; sin embargo, es poco probable dicho incremento dado la alta densidad de los individuos en el bosque tropical inundable; no obstante, nos muestra el potencial de crecimiento de esta especie si es que se dan las condiciones óptimas para su desarrollo.

Los fustes de *Oxandra sphaerocarpa* se extraen intensamente de los bosques inundables como madera redonda para vigas de viviendas rurales (Kvist *et al.*, 2001a). Los árboles de *Oxandra sphaerocarpa* son frecuentes y abundantes en bosques aluviales de restinga alta y baja, en donde el índice de valor de importancia es mayor que el promedio de otras especies del bosque inundable; no obstante, *Oxandra sphaerocarpa* junto con otras especies de la familia *Annonaceae* proveen aproximadamente del 70% de la madera redonda utilizada en construcción de viviendas en la zona de estudio (Kvist *et al.*, 1995), lo que despierta la necesidad de proporcionar información sobre su ecología y crecimiento, así como para planificar las actividades de extracción.

La floración de *Oxandra sphaerocarpa* fue observada durante la época seca y el inicio del periodo de lluvias; mientras que la fructificación coincidió con el periodo de lluvias, pero antes de la inundación. Menos del 10% de los árboles de *Oxandra sphaerocarpa* fueron observados

produciendo frutos, sin embargo, son muy prolíficos, producen abundante regeneración natural; que muere progresivamente por ahogamiento; pruebas preliminares de exposición a la inundación demuestran que las plantitas empiezan a morir a partir de los 30 días; la enorme abundancia de plantas menores de 10 cm de DAP en la restinga alta y baja es al parecer producto de las variaciones interanuales y decenales del régimen de lluvias y el nivel del agua de los ríos en la Amazonía (ej. Espinoza *et al.* 2009a, Espinoza *et al.* 2009b; Marengo, 2004), estrategia que podría ser imitada para manejar inteligentemente esta especie en los bosques inundables. En tal sentido, se recomienda la colecta de la regeneración natural y su crianza en viveros temporales de las tierras altas para ser devueltos posteriormente al bosque con tamaños superiores a la siguiente inundación, puesto que la resistencia de las plantas aumenta con el tamaño de los individuos (Gill, 1970). Intervenciones silviculturales de raleo de la competencia y aclareos del dosel superior complementarían las acciones con tendencia a favorecer el crecimiento de los brinzales para acelerar el paso a fustales, puesto que más del 80% de los brinzales en el sotobosque ocupan los claros del bosque.

Teniendo en cuenta el enorme potencial de brinzales de *Oxandra sphaerocarpa*, se podría favorecer el crecimiento a través de intervenciones de aprovechamiento mediante sistemas silviculturales policíclicos que se concentren en la producción de madera redonda para construcción de viviendas rurales. En tal sentido, los árboles podrían ser apeados con 20 cm de DAP, lo que es conseguido en 30 años con incrementos registrados por el modelo en el escenario de media competencia; sin embargo, mucho más promisorio resulta el escenario de baja competencia donde se obtienen árboles de 20 cm de DAP a partir de 18 años, lo que podría lograrse a través de intervenciones silviculturales como el propuesto líneas arriba.

4.3.12. *Terminalia oblonga* (Ruíz López & Pavón) Steudel

Terminalia oblonga muestra un patrón fenológico monomodal de transición. La fructificación se registró de mayo a septiembre, principalmente cuando el nivel del río se encuentra en descenso y termina en la estación seca. Los frutos de *Terminalia oblonga* son dispersados por el viento (Gentry, 1993; Torres, 2001).

Fue observada la fenología de un total de 14 árboles, entre el 30 a 90% de los árboles fructificaron durante el periodo de observación; el árbol fértil más pequeño midió 32 cm de DAP. Durante las observaciones fenológicas se encontró gran cantidad de frutos debajo de los árboles semilleros, a pesar de ello no se observó regeneración natural.

En el estrato superior, el 23% de los árboles son emergentes, reciben luz completa tanto vertical como lateral, el 47% recibe plena iluminación en la parte superior de la copa, mientras que el 30% recibe luz parcial tanto por la parte superior como por la parte lateral de la copa, más del 83% de los árboles medran en los bosques semiabiertos con claros naturales; las características antes descritas hacen suponer que se trata de una especie heliófita durable; sin embargo, Kroll *et al.* (1994) lo clasifican como esciófita parcial. Mas del 81% de los árboles del estrato superior y del sotobosque presentan copas en forma de medio círculo y asimétrica.

La densidad y las áreas basales de la especie fueron relativamente altas en los bosques de restinga alta y baja de corta inundación, mientras que casi no estuvieron presentes en el bosque de tahuampa de inundación más prolongada (Tabla 4.26). Es de destacar, para una sola especie de bosques húmedos tropicales, valores de densidad de árboles por hectárea hasta de 19 individuos y áreas basales de hasta más o menos 1 m²/ha, lo que también se reflejó en los altos valores de importancia de la especie registrados en los bosques de restinga.

Tabla 4.26. Distribución por clase diamétrica de individuos de *Terminalia oblonga* en los bosques inundables.

DAP (cm)	Restinga alta		Restinga baja		Tahuampa		Transectos	
	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m ² /ha)	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m ² /ha)	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m ² /ha)	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m ² /ha)
0-5	3,26	0,0039	13,02	0,0062	0,00	0,0000	1,98	0,0013
5-10	7,84	0,0413	7,51	0,0353	0,00	0,0000	0,94	0,0043
10-15	2,33	0,0277	1,00	0,0106	0,00	0,0000	0,63	0,0064
15-20	0,67	0,0146	1,00	0,0230	0,00	0,0000	0,10	0,0028
20-25	0,67	0,0230	0,67	0,0246	0,33	0,0127	0,00	0,0000
25-30	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,31	0,0186
30-35	0,67	0,0583	0,67	0,0521	0,00	0,0000	0,31	0,0266
35-40	1,00	0,1099	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000
40-45	0,33	0,0518	0,33	0,0442	0,00	0,0000	0,21	0,0290
45-50	0,33	0,0578	1,00	0,1791	0,00	0,0000	0,00	0,0000
50-55	0,67	0,1362	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,10	0,0207
55-60	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000
60-65	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000
65-70	0,67	0,2378	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,10	0,0395
70-75	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000
>75	0,33	0,2240	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,10	0,0564
Suma	18,77	0,9865	25,20	0,3750	0,33	0,0127	4,79	0,2055

La distribución de los individuos en las diferentes clases diamétricas está representada en la Figura 4.88, donde se observa el típico patrón "J" invertida.

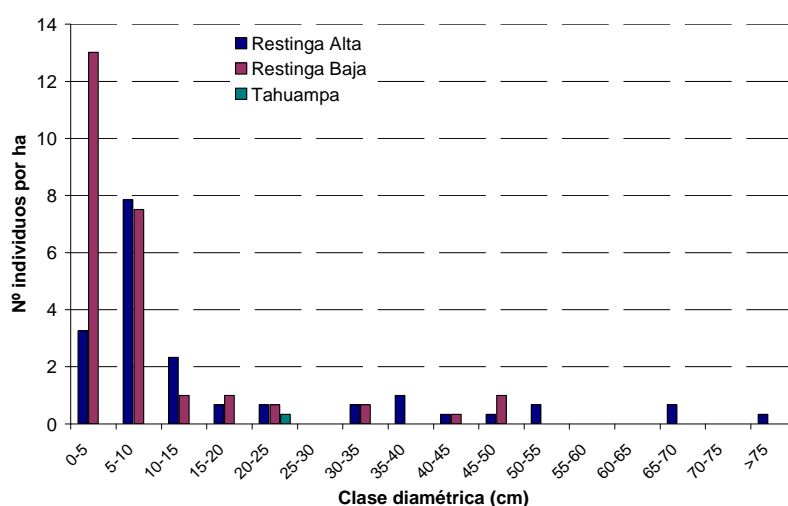


Figura 4.88. Distribución de los individuos de *Terminalia oblonga* en los tres tipos de bosques.

Terminalia oblonga obtuvo altos valores de "IVI" en el estrato superior de la restinga alta (Figura 4.89), mientras que en la restinga baja fue relativamente menor. En estos bosques la

dominancia relativa fue mayor que la densidad relativa, lo que indica un gran número de árboles con diámetros más grandes que el promedio de los bosques.

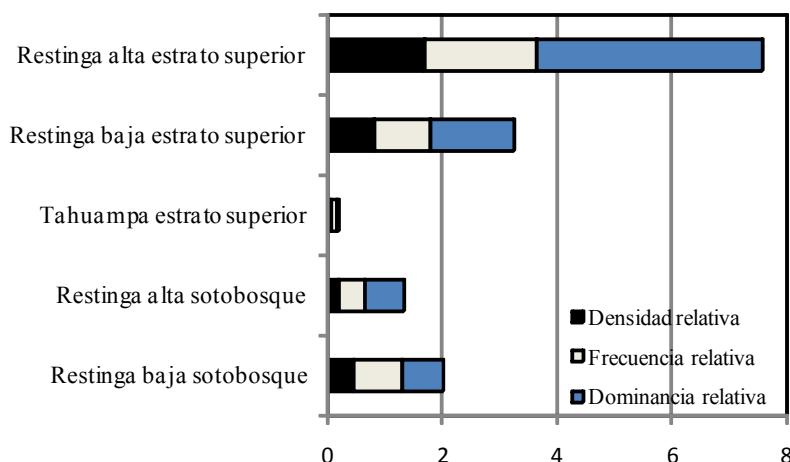


Figura 4.89. Índice de valor de importancia de *Terminalia oblonga* en diferentes tipos de bosques de la llanura aluvial.

El incremento diamétrico medio anual de los individuos de *Terminalia oblonga* presenta un comportamiento variado en las distintas clases diamétricas, mostrando el valor más alto en la clase diamétrica de 45-50 cm donde alcanza 1,20 cm/año; considerando solamente el incremento diamétrico máximo, los árboles de *Terminalia oblonga* logran 1,73 cm/año de incremento en la clase diamétrica de 15-20 cm (Figura 4.90).

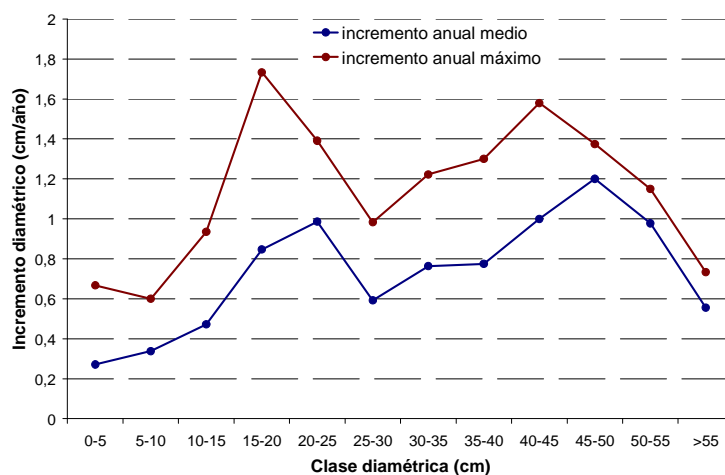


Figura 4.90. Incremento diamétrico medio (línea azul) y máximo (línea roja) anual de *Terminalia oblonga* por clases diamétricas.

Teniendo en cuenta los incrementos anteriores, el tiempo que necesita un árbol de *Terminalia oblonga* para llegar a la clase diamétrica máxima de los árboles registrados en las parcelas de crecimiento (>55 cm) es de 119 y 70 años, para un crecimiento similar al valor medio y máximo observado, respectivamente (Figura 4.91).

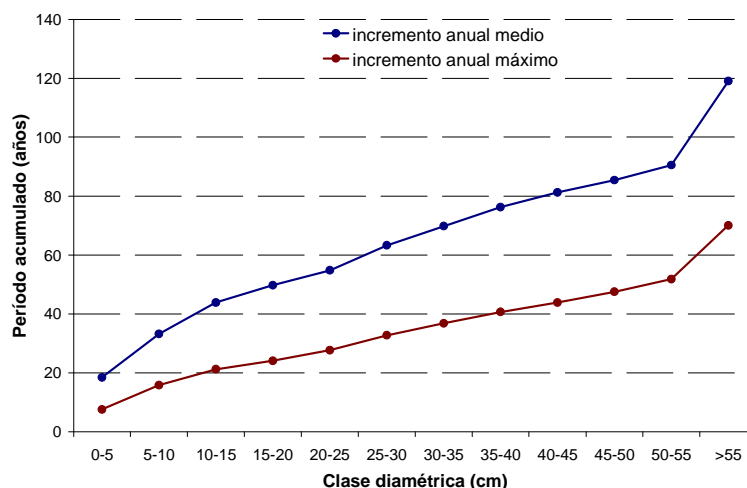


Figura 4.91. Periodo acumulado para que un árbol de *Terminalia oblonga* llegue al tamaño máximo de una clase diamétrica teniendo en cuenta el incremento diamétrico medio (línea azul) y máximo (línea roja).

El modelo de crecimiento diamétrico ajustado mediante el paquete estadístico SAS STAT™ (SAS Institute, 2004a) muestra resultados aceptables de ($EMC=0,4617$ y $R^2Adj=0,9988$). Los parámetros estimados resultantes del modelo son: $b_0=0,129487$ y $b_1=-0,01347$

El análisis gráfico del modelo ajustado confirma la bondad del ajuste, así la distribución de los diámetros observados versus los diámetros predichos muestran una línea que sigue una tendencia diagonal (Figura 4.92). Del mismo modo, la distribución de residuos frente a valores predichos de la variable diámetro medio (Figura 4.93) para la combinación indicada, no muestra tendencias anómalas de los datos que indiquen el incumplimiento de las hipótesis de normalidad, homogeneidad de varianza e independencia de residuos.

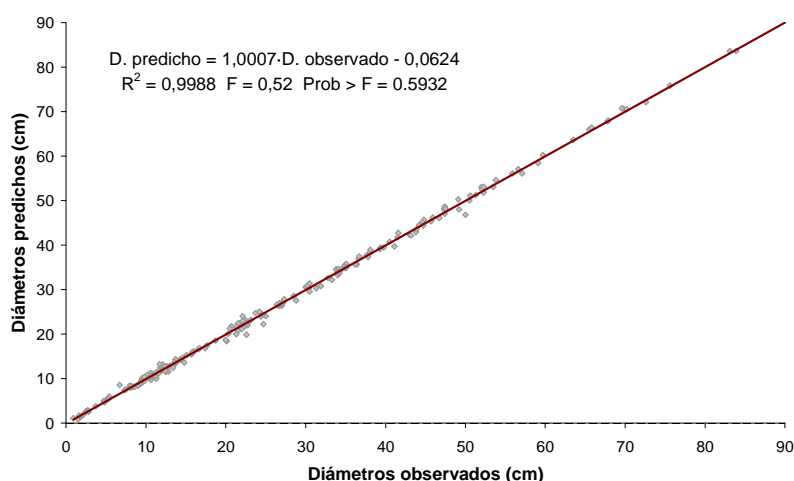


Figura 4.92. Diámetros observados frente a valores predichos de la variable diámetro medio para el modelo ajustado.

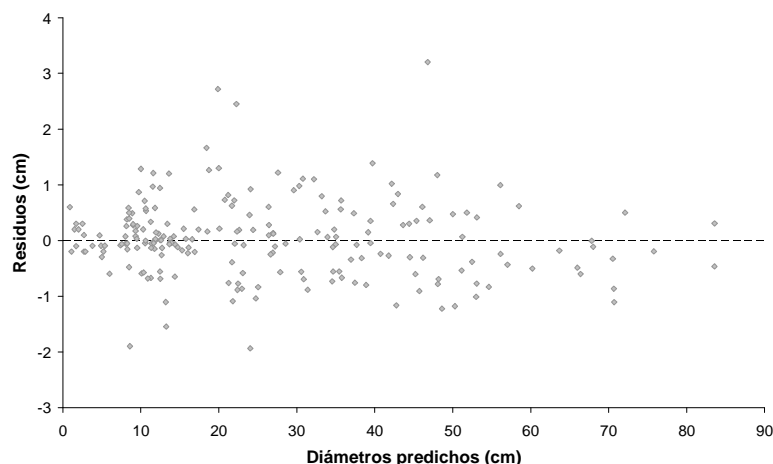


Figura 4.93. Residuos frente a valores predichos de la variable diámetro medio para el modelo ajustado.

De acuerdo con este modelo de crecimiento el punto máximo en la actual tasa de crecimiento en diámetro anual para los árboles de *Terminalia oblonga* es 1,442 cm, 0,896 cm y 0,356 cm para árboles con baja, media y alta competencia entre pies, lo que ocurre cuando los árboles cuentan con DAP de 42,44, 41,89 y 41,35 cm, respectivamente; sin embargo, el tiempo que requiere un árbol de *Terminalia oblonga* para alcanzar los diámetros indicados es muy variable, con aproximadamente 46,59, 75,44 y 190,84 años, respectivamente (Figura 4.94).

Los cálculos del crecimiento por clase diamétrica de *Terminalia oblonga* (Tabla 4.14) parecen ser una metodología apropiada para representar el crecimiento y rendimiento de esta especie; sin embargo, al compararlo con las predicciones del modelo de crecimiento desarrollado, los resultados del crecimiento por clase diamétrica indican un desarrollo relativamente más rápido; sin embargo, el crecimiento reportado por el modelo en el escenario de baja competencia resulta interesante presentando crecimiento moderado de hasta 1,40 cm/año.

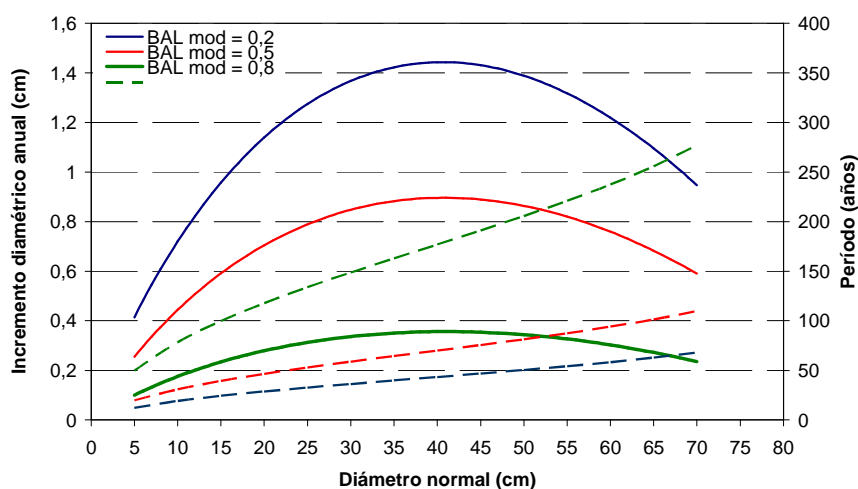


Figura 4.94. Incremento corriente anual y tiempo acumulado para que un árbol de *Terminalia oblonga* llegue a un cierto diámetro con alta (línea verde), media (línea roja) y baja (línea azul) competencia entre individuos.

La madera de *Terminalia oblonga* se extrae escasamente de los bosques inundables siendo utilizada para construcción en general, vigas, columnas, pisos, durmientes, parquet, machihembrados, chapas decorativas y artículos deportivos (Aróstegui, 1975; PROMPEX *et al.* 2002).

Es frecuente en los bosques aluviales de restinga alta y baja de corta inundación; el índice de valor de importancia es, en general, alto comparado con otras especies del llano inundable, los pobladores locales utilizan la madera de *Terminalia oblonga* para construir la base de sus embarcaciones, no obstante, la industria local procesa la madera para pisos, parquet y machihembrados, en las estadísticas oficiales aparece en el puesto 12 de las maderas en trozas explotadas de los bosques de Loreto. Esta situación justifica la necesidad de proveer información sobre su ecología y crecimiento, así como para organizar las actividades de extracción.

La floración de *Terminalia oblonga* fue observada durante la época lluviosa y la fructificación coincidió con la estación seca del año. Cerca del 90% de los árboles fructificaron durante el periodo de observación, sin embargo, el número de plántulas encontradas en los bosques maduros de restinga alta en un periodo de tres años fue de 1-3 individuos por hectárea; lo cual indica que la especie no se regenera muy bien en condiciones de bosque cerrado (Nebel & Baluarte, 2000).

La abundante semillación y el bajo diámetro de los árboles fértiles permiten deducir que el abastecimiento de semillas no sería un problema para manejar la especie. En las subparcelas de restinga alta de corta inundación se observó hasta 10 individuos/ha mayores de 1,5 m de altura que han superado las inundaciones anuales y se han consolidado en el sotobosque; se sospecha que la existencia de brinzales en las parcelas del sotobosque de restinga alta y baja podría ser consecuencia de las variaciones interanuales y decenales del régimen de lluvias y el nivel del agua de los ríos en la Amazonía (ej. Espinoza *et al.* 2009a; Espinoza *et al.* 2009b; Marengo, 2004), estrategia que podría ser reproducida para manejar esta especie en los bosques inundables.

A fin de incentivar la producción de madera de *Terminalia oblonga*, sería recomendable coleccionar las semillas debajo de los árboles semilleros y criarlos en el vivero temporal de las tierras altas, para posteriormente devolverlas al bosque inundable de restinga con tamaños superiores al máximo nivel de la inundación, puesto que la tolerancia a la inundación aumenta con el tamaño de los individuos (Gill, 1970). La aplicación de aclareos en el dosel superior y plateos alrededor de las plantas estimularía el crecimiento en diámetro de los brinzales por ingreso de luz y eliminación de la competencia, toda vez que se ha reportado importantes incrementos anuales en el escenario de baja competencia entre pies.

Basado en el modelo ajustado para *Terminalia oblonga*, el incremento corriente anual en diámetro en el escenario de media competencia alcanzó valores de 2,54 a 8,96 mm/año para árboles entre 5 a 42 de cm de DAP, lo cual es bajo comparado con los resultados de Nebel & Baluarte (2000) quienes pronosticaron índices de crecimiento de 1,1 a 14,5 mm/año en árboles de 5-50 cm de DAP y relativamente más bajo que el índice de crecimiento medio de 12,86 mm/año

alcanzado en plantaciones instaladas con distanciamiento de 3x3 m en la llanura aluvial bien drenada de Colombia (Caycedo & Poel, 1988).

El lento crecimiento de *Terminalia oblonga* sugiere la aplicación de tratamientos silviculturales concentrados en la especie, tal y como se propone líneas arriba, el mismo que reduciría el periodo de aprovechamiento de los árboles a 45 años para obtener árboles de diámetros mínimos de corta (40 cm de DAP), tal como se proyecta en el escenario de baja competencia. El acompañamiento de los brinzales de *Terminalia oblonga* trasplantados en la restinga tendría el objetivo de crear las condiciones adecuadas para que se consoliden en el bosque, compatibilizando con las variaciones decenales del nivel del río, con el objetivo de producir unos diez árboles de buena calidad por hectárea mediante sistemas silviculturales monocíclicos.

4.3.13. *Unonopsis floribunda* R.E. Fries

Unonopsis floribunda presenta un patrón fenológico bimodal, debido a que la floración ocurre en dos periodos del año; consecuentemente, la fructificación ocurre dos veces al año y está caracterizada por ser ondulante durante al año, cerca del 60% de los árboles fructificaron durante el primer periodo del año y en otros años la mayor parte de los árboles fructificaron en el segundo periodo; sin embargo, entre el 26 y 46% de los árboles presentaron frutos fuera de los periodos mencionados, lo que quiere decir que los frutos son dispersados algunas veces durante la inundación y otras veces durante el periodo seco. Durante el periodo de observación fue registrada la fenología de 34 árboles, el porcentaje de fructificación varió de 9% a un máximo de 88%. El árbol productivo más pequeño midió 10 cm de DAP (Freitas & Kvist, 2000).

Los frutos son dispersados por monos y pájaros (Roosmalen, 1985), aunque Gottsberger (1978) refiere que las semillas son dispersadas por peces, lo cual es previsible toda vez que la fructificación de los árboles en la zona de estudio ocurre algunas veces durante y otras veces después de la inundación.

Los árboles producen abundante semilla y regeneración natural distribuida en forma regular debajo de los árboles semilleros; sin embargo, pocas plantas sobreviven a la inundación.

En el estrato superior del bosque solo el 5% de los árboles son emergentes, es decir, reciben luz por la parte superior y lateral de la copa, el 58% de los árboles reciben iluminación completa por la parte superior de la copa, mientras que el 37% solo recibe luz parcial en forma vertical o en forma lateral; sin embargo, el 83% de los árboles cuentan con una media copa asimétrica. En el sotobosque, el 67 de los árboles reciben luz parcial tanto por la parte superior como lateral de la corona y solo el 33% recibe plena iluminación por la parte superior de la copa. La mayor parte de los árboles de *Unonopsis floribunda* del estrato superior como del sotobosque crecen en bosques semiabiertos, características que corresponden a especies esciófitas parciales (ej. Finegan, 1991).

Los árboles de *Unonopsis floribunda* muestran preferencia por los bosques de restinga alta y baja de corta inundación, donde ocurren con densidades altas de 45 y 29 individuos por hectárea con correspondientes áreas basales de 0,38 y 0,45 m²/ha. La escasa o casi nula presencia de

individuos en el bosque de tahuampa con inundación más prolongada es un indicio que la especie es poco tolerante a la inundación (Tabla 4.27).

La distribución de los individuos en las diferentes clases diamétricas está representada en la Figura 4.95 donde se observa el patrón característico "J" invertida. Cerca del 77% de los individuos registrados en el bosque de restinga alta están comprendidos en la clase diamétrica de 0-5 y 5-10 cm, lo cual hace suponer que los árboles mayores de 10 cm de DAP son intensamente extraídos de los bosques para uso local.

Tabla 4.27. Distribución por clase diamétrica de individuos de *Unonopsis floribunda* en los bosques inundables.

DAP (cm)	Restinga alta		Restinga baja		Tahuampa		Transectos	
	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m ² /ha)	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m ² /ha)	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m ² /ha)	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m ² /ha)
0-5	26,04	0,0216	9,77	0,0116	0,00	0,0000	0,83	0,0003
5-10	8,84	0,0336	5,92	0,0261	0,00	0,0000	0,94	0,0039
10-15	3,67	0,0403	5,33	0,0600	0,00	0,0000	0,31	0,0036
15-20	3,00	0,0742	2,67	0,0685	0,33	0,0085	0,31	0,0071
20-25	2,00	0,0722	2,67	0,1011	0,00	0,0000	0,10	0,0047
25-30	0,33	0,0232	1,33	0,0774	0,00	0,0000	0,21	0,0116
30-35	1,00	0,0814	1,33	0,1076	0,00	0,0000	0,00	0,0000
35-40	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000
40-45	0,33	0,0434	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000
Suma	45,22	0,3899	29,02	0,4525	0,33	0,0085	2,71	0,0312

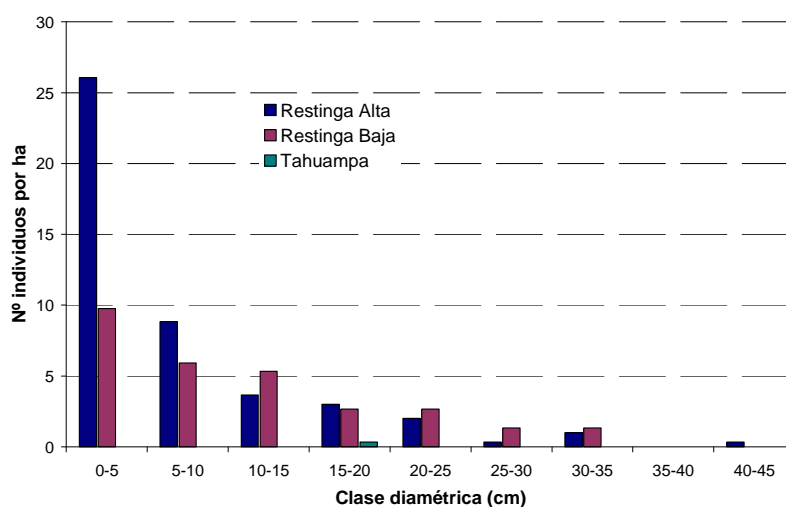


Figura 4.95. Distribución de los individuos de *Unonopsis floribunda* en las diferentes clases diamétricas censadas en los tres tipos de bosques estudiados.

Unonopsis floribunda obtuvo importantes valores de "IVI", en el estrato superior de la restinga alta y baja (Figura 4.96), donde la dominancia relativa fue menor a la densidad relativa, lo que indica un elevado número de árboles con diámetros más pequeños que los promedios del bosque.

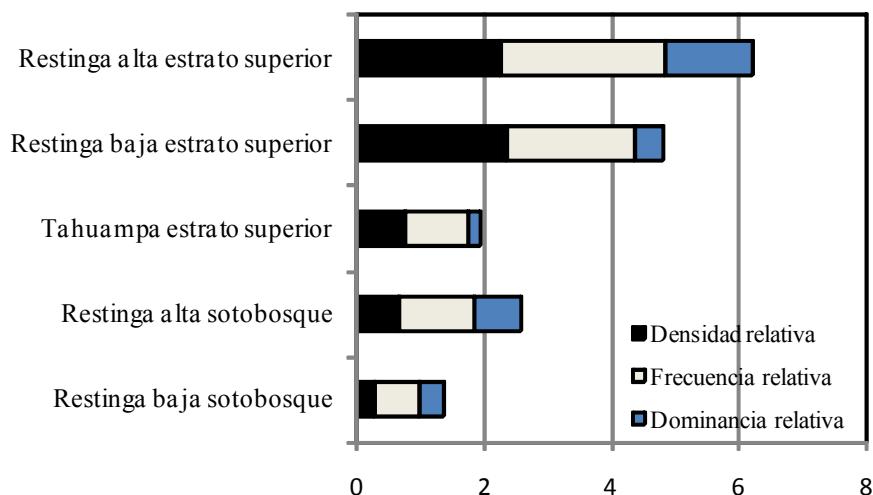


Figura 4.96. Índice de valor de importancia de *Unonopsis floribunda* en diferentes tipos de bosques de la llanura aluvial.

El incremento diamétrico medio y máximo anual de todos los individuos de *Unonopsis floribunda* presenta una tendencia ascendente en las distintas clases diamétricas, mostrando el valor más alto de incremento diamétrico medio y máximo en la clase diamétrica >30 cm y de 20-25 cm donde los árboles alcanzan 0,77 cm/año y 1,36 cm/año, respectivamente (Figura 4.97).

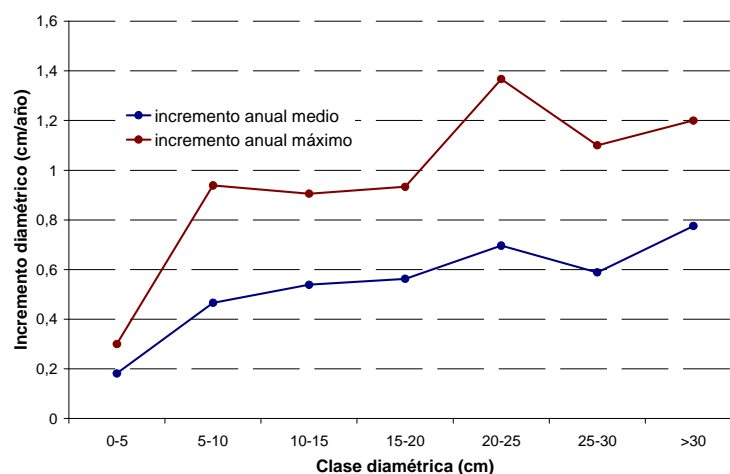


Figura 4.97. Incremento diamétrico medio (línea azul) y máximo (línea roja) anual de *Unonopsis floribunda* por clases diamétricas.

Tomando en cuenta los incrementos anteriores, el tiempo que necesita un árbol de *Unonopsis floribunda* para llegar a la clase diamétrica máxima de los árboles registrados en las parcelas de crecimiento >30 cm es de 76 y 45 años, para un crecimiento similar al valor medio y máximo observado en los árboles, respectivamente; sin embargo, teniendo en consideración que esta especie es utilizada como madera redonda en la construcción de viviendas rurales como vigas a

partir de 20 cm de DAP (Freitas & Kvist, 2000), el tiempo que requiere un árbol de *Unonopsis floribunda* para llegar a este diámetro es de 64 y 37 años (Figura 4.98).

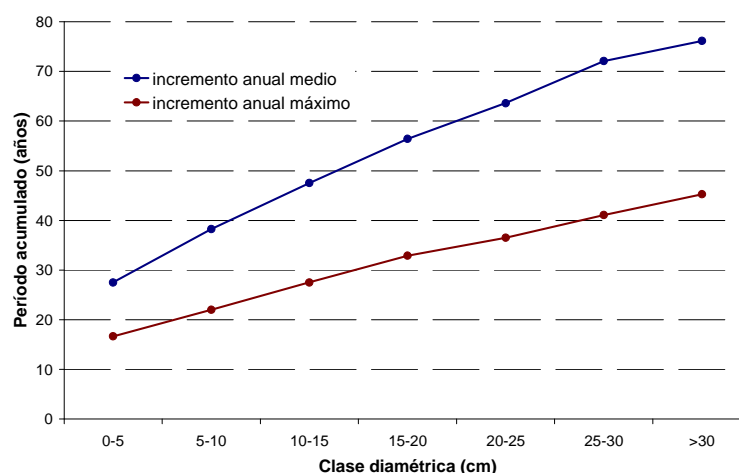


Figura 4.98. Incremento diamétrico medio (línea azul) y máximo (línea roja) anual de *Unonopsis floribunda* por clases diamétricas.

El modelo de crecimiento diamétrico ajustado mediante el paquete estadístico SAS STAT™ (SAS Institute, 2004a) muestra resultados aceptables de ($EMC=0,2486$ y $R^2_{Adj}=0,9956$). Los parámetros estimados resultantes del modelo son: $b_0=0,407548$ y $b_1=-0,06569$

El análisis gráfico del modelo confirma la bondad del ajuste, así la distribución de los diámetros observados versus los diámetros predichos muestran una línea que sigue una tendencia casi superpuesta con la diagonal (Figura 4.99).

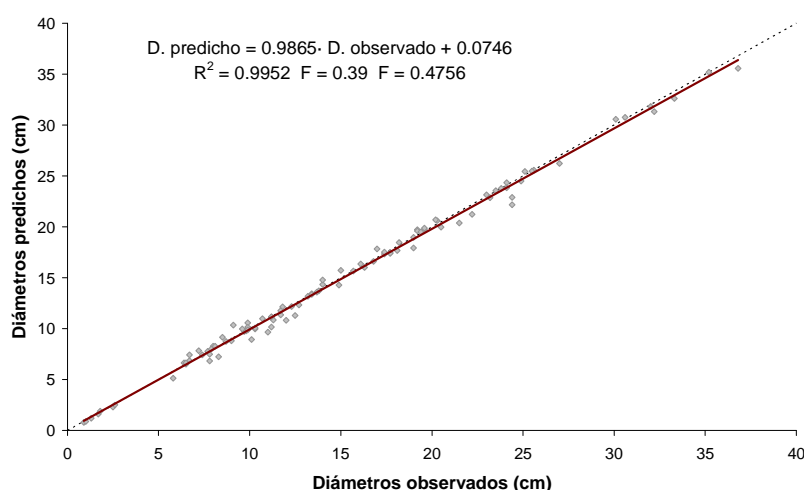


Figura 4.99. Diámetros observados frente a valores predichos de la variable diámetro medio para el modelo ajustado.

Del mismo modo, la distribución de residuos frente a valores predichos de la variable diámetro medio (Figura 4.100) para la combinación indicada, no muestra tendencias anómalas de los datos

que indiquen el incumplimiento de las hipótesis de normalidad, homogeneidad de varianza e independencia de residuos.

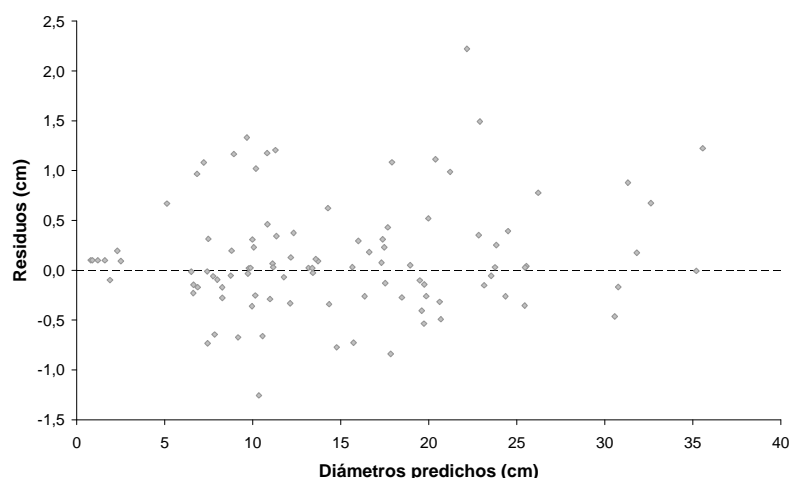


Figura 4.100. Residuos frente a valores predichos de la variable diámetro medio para el modelo ajustado.

De acuerdo con este modelo de crecimiento el punto máximo en la actual tasa de crecimiento en diámetro anual para los árboles de *Unonopsis floribunda* es 1,964 cm, 1,202 cm y 0,471 cm para árboles con baja, media y alta competencia entre pies, lo que ocurre cuando los árboles cuentan con DAP de 17,96, 18,20 y 17,47 cm, respectivamente; sin embargo, el tiempo que requiere un árbol de *Unonopsis floribunda* para alcanzar los diámetros indicados es muy variable de aproximadamente 10,75, 18,63 y 48,16 años, respectivamente (Figura 4.101).

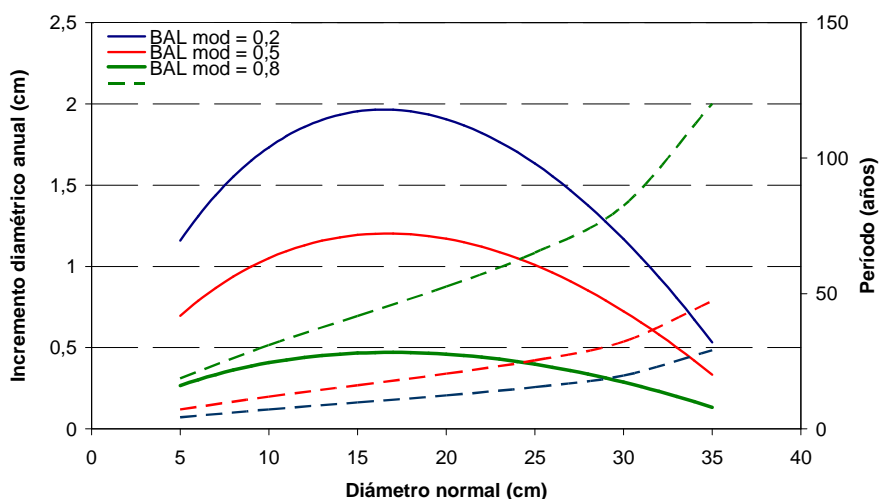


Figura 4.101. Incremento corriente anual y tiempo acumulado para que un árbol de *Unonopsis floribunda* llegue a un cierto diámetro con alta (línea verde), media (línea roja) y baja (línea azul) competencia entre individuos.

Los cálculos del crecimiento por clase diamétrica de *Unonopsis floribunda* (Tabla 4.14) parecen ser una metodología apropiada para representar el crecimiento y rendimiento de esta especie; sin embargo, al compararlo con las predicciones del modelo de crecimiento desarrollado, los resultados del crecimiento por clase diamétrica indican un desarrollo relativamente lento.

Asimismo, los registros de crecimiento pronosticados por el modelo muestran crecimiento moderado en el escenario de media competencia y bueno en el escenario con baja competencia entre pies; sin embargo, es poco probable lograr el incremento indicado en el escenario de baja competencia dado la alta densidad de los individuos de la propia especie y de otras especies en el bosque tropical inundable; no obstante, nos muestra el potencial de crecimiento de esta especie si se presentan unas condiciones óptimas para su desarrollo.

Los fustes de *Unonopsis floribunda* se extraen intensamente de los bosques inundables como madera redonda para construcción de viviendas rurales (Freitas & Kvist, 2000), la madera presenta densidad media (Carnero *et al.*, 2008, comunicación personal). Los árboles de *Unonopsis floribunda* son frecuentes y abundantes en bosques aluviales de restinga alta y baja, el índice de valor de importancia es mayor que el promedio de otras especies del bosque; sin embargo, más del 77% de los árboles registrados corresponden a la clase diamétrica de 0-10 cm, la escasa presencia de árboles de las clases diamétricas superiores se debe probablemente a la intensa extracción para subsistencia en la zona de estudio, por lo que urge la necesidad de proporcionar información sobre su ecología y crecimiento, así como para organizar las actividades de extracción.

La floración de *Unonopsis floribunda* fue observada cuando el bosque no se encontraba inundado, pero si húmedo; mientras que la fructificación ocurrió durante o después de la inundación; sin embargo, la gran mayoría fructifica cuando el bosque no está inundado. Freitas & Kvist (2000) observaron que los árboles grandes y pequeños crecen rápidamente y usualmente son reproductivos cuando están expuestos a luz directa, relacionando de esta manera la fertilidad de los árboles con la exposición directa a la luz.

Los árboles de *Unonopsis floribunda* son muy prolíficos, producen abundante regeneración natural que muere por efecto de la inundación; pruebas preliminares de exposición a la inundación demuestran que las plantitas empiezan a morir a partir de los 30 días. La alta abundancia de plantas menores de 10 cm de DAP en la restinga alta y baja es al parecer consecuencia de las variaciones interanuales y decenales del régimen de lluvias y el nivel del agua de los ríos en la Amazonía (ej. Espinoza *et al.* 2009a; Espinoza *et al.* 2009b; Marengo, 2004), estrategia que podría ser reproducida para manejar esta especie en los bosques inundables, en tal sentido, se recomienda la colecta de semillas o de regeneración natural para criarlos en viveros temporales de los terrenos de altura con el propósito de devolverlos al bosque con tamaños superiores al nivel de la siguiente inundación, debido a que la resistencia de las plantas aumenta con el tamaño de los individuos (Gill, 1970). Estas acciones deberían ser complementadas con intervenciones silviculturales de liberación del dosel superior para favorecer el ingreso de luz y el raleo selectivo

de plantas para atenuar el efecto de la competencia, puesto que se ha registrado importantes incrementos diamétricos anuales en el escenario de baja competencia entre pies.

Teniendo en cuenta el enorme potencial de crecimiento de *Unonopsis floribunda* en el escenario de media competencia entre pies, se podría alentar el crecimiento a través de intervenciones de aprovechamiento mediante sistemas silviculturales policíclicos que se concentren en la producción de madera redonda para construcción de viviendas rurales. En ese sentido, el modelo pronostica el límite óptimo de diámetro de apeo a los 19 años cuando los árboles cuentan con 18 cm de DAP; sin embargo, debido al ahusamiento característico de los fustes, el diámetro de la parte apical se reduce considerablemente, pudiendo ser utilizada esta parte como puntales en encofrados. A fin de utilizar todo el fuste como madera redonda en construcciones rurales sería conveniente el apeo de árboles de 20 cm de DAP, la misma que se consigue en 20 años y mucho más temprano en el escenario de baja competencia entre pies si es que se dan las condiciones adecuadas para acelerar el crecimiento de *Unonopsis floribunda*. El objetivo es producir un aproximado de diez árboles de calidad por hectárea.

4.3.14. *Virola elongata* (A. DC.) A.C. Smith

Virola elongata muestra un patrón fenológico arrítmico, los árboles florecen y fructifican durante todo el año, muchas veces se observaron individuos produciendo simultáneamente flores y frutos, no existe gran relación con los factores climáticos, sin embargo el mayor número de árboles observados (50% de ellos) florecen de agosto a septiembre y fructifican en octubre.

Fue observada la fenología de un total de 22 árboles, llegando a producir frutos entre el 10 al 40% de los árboles registrados, aunque a finales del año 2001 se observó un importante repunte en la producción de frutos con cerca del 60% de árboles fértiles. El árbol semillero más pequeño midió 12.5 de DAP. Los frutos son dispersados por tucanes y loros (Roosmalen, 2003; Holdbrook, 2003).

Virola elongata produce abundante semilla que cae debajo de los árboles semilleros, sin embargo, no se ha observado regeneración natural debajo de los árboles; no obstante, se ha observado plantitas de *Virola elongata* creciendo lejos del árbol semillero. Toda la regeneración natural que crece en la restinga muere en la siguiente inundación, aunque algunas plantas que no son cubiertas totalmente por el agua sobreviven.

En el estrato superior, el 8% de los árboles son emergentes, reciben luz completa tanto vertical como por la parte lateral de la copa, el 52% recibe plena iluminación en la parte superior de la copa, mientras que el 40% recibe luz parcial tanto por la corona, como por un lado de la copa. En el sotobosque, el 27% de los árboles reciben luz completa por la parte superior de la copa, mientras que el 73% recibe luz parcial por la corona y por un lado de la copa. Más del 72% de las plantas en ambos estratos tiene copa rala y asimétrica; asimismo, más del 88% de los árboles crecen en los espacios semiabiertos del bosque. Las características descritas hacen suponer que se trata de una especie esciófita parcial (ej. Finegan, 1991). El 80% de los árboles del estrato superior presentan copas en forma de medio círculo y asimétricas.

Es característica la presencia de *Virola elongata* en los bosques de restinga de corta inundación, donde ocurren con una abundancia relativamente alta registrándose hasta 23 individuos por hectárea con bajas áreas basales de 0,12 m²/ha (Tabla 4.28). Entre tanto, la rara presencia de individuos de esta especie en los bosques de tahuampa de avenida más prolongada, es una indicación de que es poco tolerante a la inundación.

Tabla 4.28. Distribución por clase diamétrica de individuos de *Virola elongata* en los bosques de restinga de los llanos inundables.

DAP (cm)	Restinga alta		Restinga baja		Tahuampa		Transectos	
	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m ² /ha)	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m ² /ha)	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m ² /ha)	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m ² /ha)
0-5	3,26	0,0003	6,51	0,0066	0,00	0,0000	15,63	0,0071
5-10	6,84	0,0275	4,59	0,0154	0,67	0,0039	3,54	0,0134
10-15	1,33	0,0159	4,92	0,0424	0,33	0,0028	2,08	0,0270
15-20	1,00	0,0270	1,33	0,0319	0,00	0,0000	0,83	0,0179
20-25	0,33	0,0157	0,33	0,0138	0,00	0,0000	0,63	0,0274
25-30	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,42	0,0237
30-35	0,33	0,0268	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,10	0,0078
35-40	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000
Suma	13,10	0,1133	17,69	0,1101	1,00	0,0067	23,23	0,1242

La escasa área basal está relacionada por la presencia de un gran número de individuos de las clases diamétricas inferiores y pocos individuos en las clases diamétricas superiores, presentando el típico patrón "J" invertida (Figura 4.102).

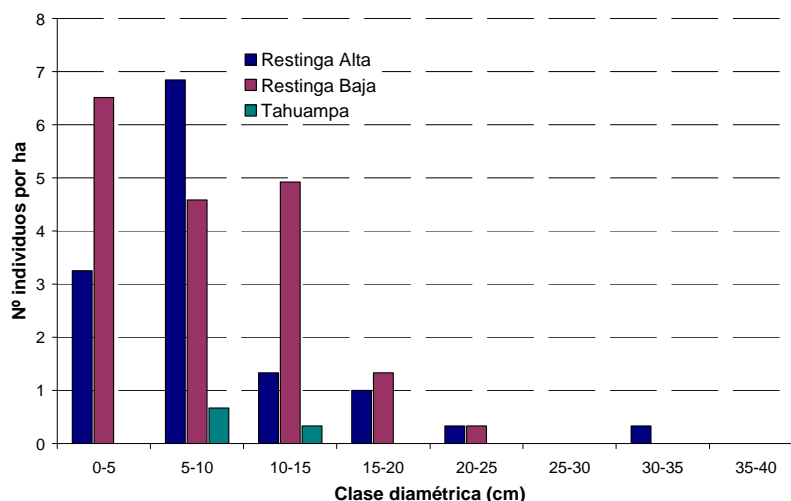


Figura 4.102. Distribución de los individuos de *Virola elongata* en las diferentes clases diamétricas censadas en los tres tipos de bosques.

Virola elongata obtuvo bajos valores de "IVI" en todos los tipos de bosques, tanto en el estrato superior como en el sotobosque (Figura 4.103). En el estrato superior de la restinga alta y baja la dominancia relativa fue inferior a la densidad relativa, lo que indica un gran número de árboles con diámetros pequeños. En el sotobosque, la dominancia relativa en los bosques de restinga alta y baja fue igual o mayor que su densidad relativa.

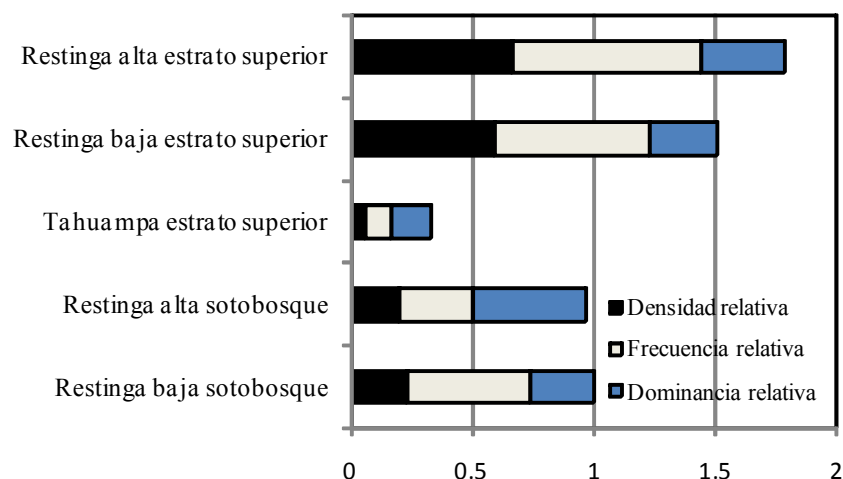


Figura 4.103. Índice de valor de importancia de *Virola elongata* en diferentes tipos de bosques de la llanura aluvial.

El incremento diamétrico anual de todos los individuos de *Virola elongata* presenta un comportamiento muy variado en las distintas clases diamétricas, mostrando el valor más alto en incremento diamétrico medio y máximo en la clase diamétrica de 25-30 cm, donde alcanza coincidentemente el incremento de 1,31 cm/año (Figura 4.104). Tomando en cuenta los incrementos anteriores, el tiempo que necesita un árbol de *Virola elongata* para llegar a la clase diamétrica máxima (35-40 cm) es de 91 y 38 años para un valor similar al incremento medio y máximo, respectivamente (Figura 4.105).

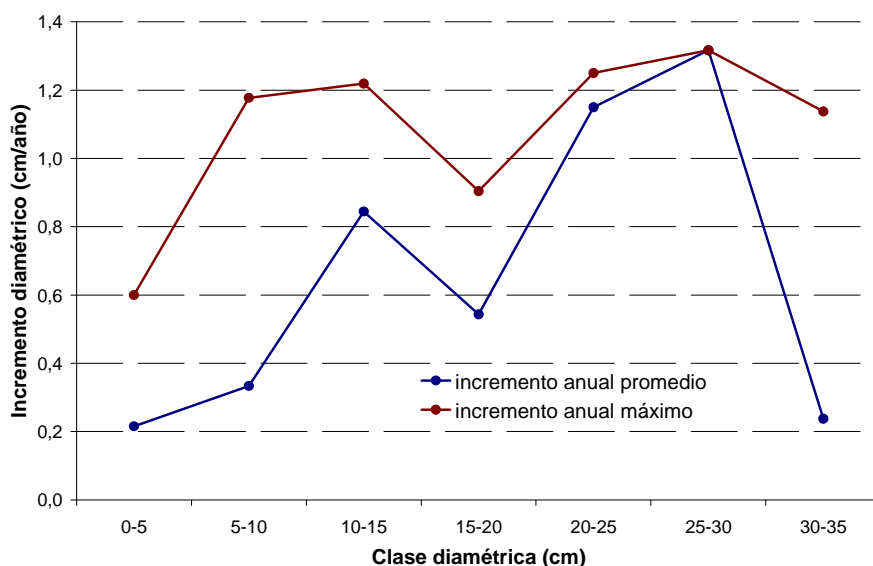


Figura 4.104. Incremento diamétrico medio (línea azul) y máximo (línea roja) anual de *Virola elongata* por clases diamétricas.

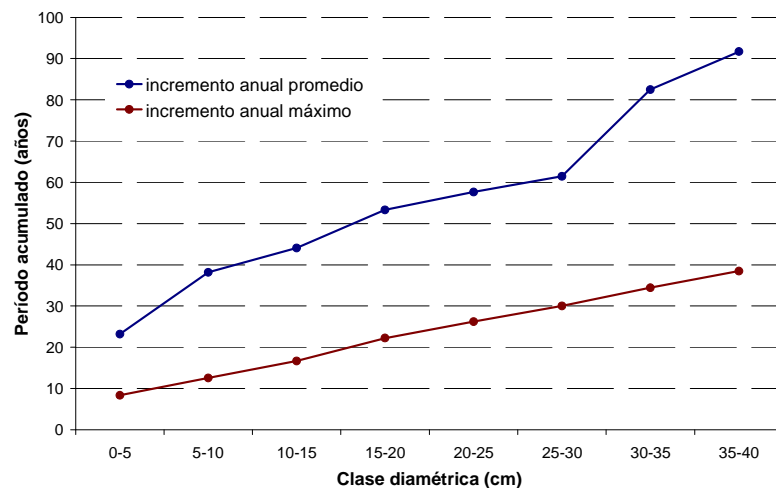


Figura 4.105. Período acumulado para que un árbol de *Virola elongata* llegue al tamaño máximo de una clase diamétrica teniendo en cuenta el incremento diamétrico medio (línea azul) y máximo (línea roja).

El modelo de crecimiento diamétrico ajustado mediante el paquete estadístico SAS STAT™ (SAS Institute, 2004a) muestra resultados aceptables de ($EMC=0,3324$ y $R^2_{Adj}=0,9958$). Los parámetros estimados resultantes del modelo son: $b_0=0,157226$ y $b_1=-0,02336$.

El análisis gráfico del modelo ajustado confirma la bondad del ajuste, así la distribución de los diámetros observados versus los diámetros predichos muestran una línea que sigue una tendencia diagonal (Figura 4.106).

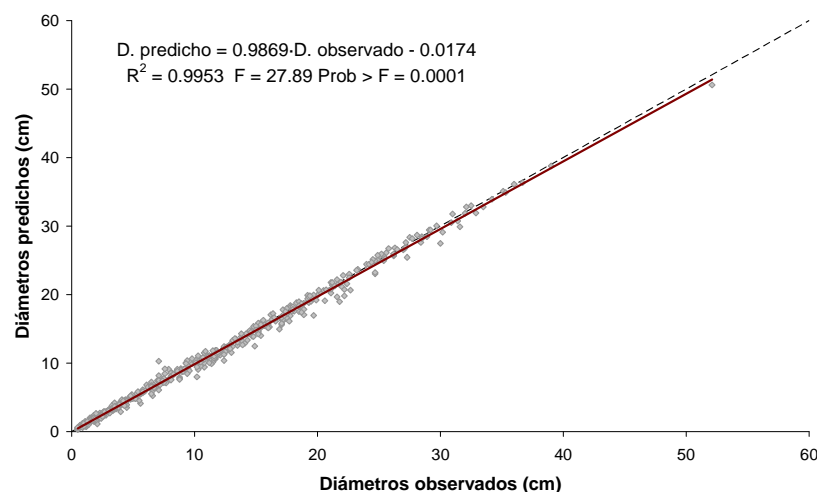


Figura 4.106. Diámetros observados frente a valores predichos de la variable diámetro medio para el modelo ajustado.

Del mismo modo, la distribución de residuos frente a valores predichos de la variable diámetro medio (Figura 4.107) para la combinación indicada, no muestra tendencias anómalas de los datos que indiquen el incumplimiento de las hipótesis de normalidad, homogeneidad de varianza e independencia de residuos.

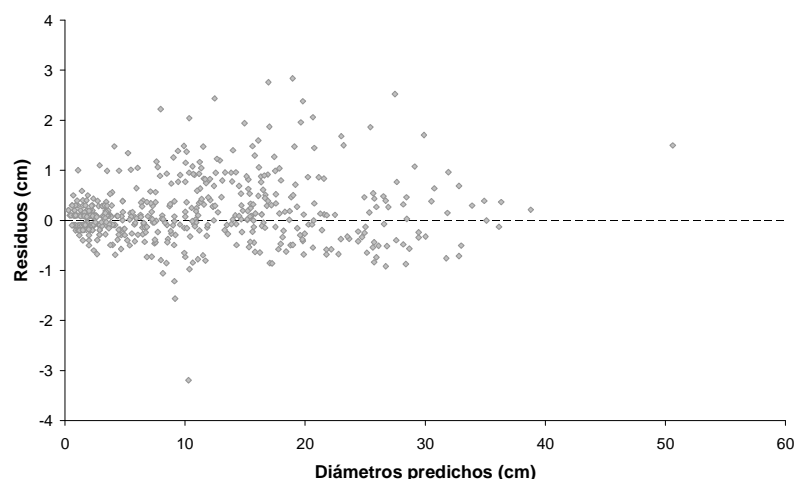


Figura 4.107. Residuos frente a valores predichos de la variable diámetro medio para el modelo ajustado.

De acuerdo con este modelo de crecimiento el punto máximo en la actual tasa de crecimiento en diámetro anual para los árboles de *Virola elongata* es 0,852 cm, 0,534 cm y 0,212 cm para árboles con baja, media y alta competencia entre pies, lo que ocurre cuando los árboles cuentan con DAP de 20,86, 20,53 y 20,21 cm, respectivamente; sin embargo, el tiempo que requiere un árbol de *Virola elongata* para alcanzar los diámetros indicados es muy variable de aproximadamente 32,15, 52,13 y 132,05 años, respectivamente (Figura 4.108).

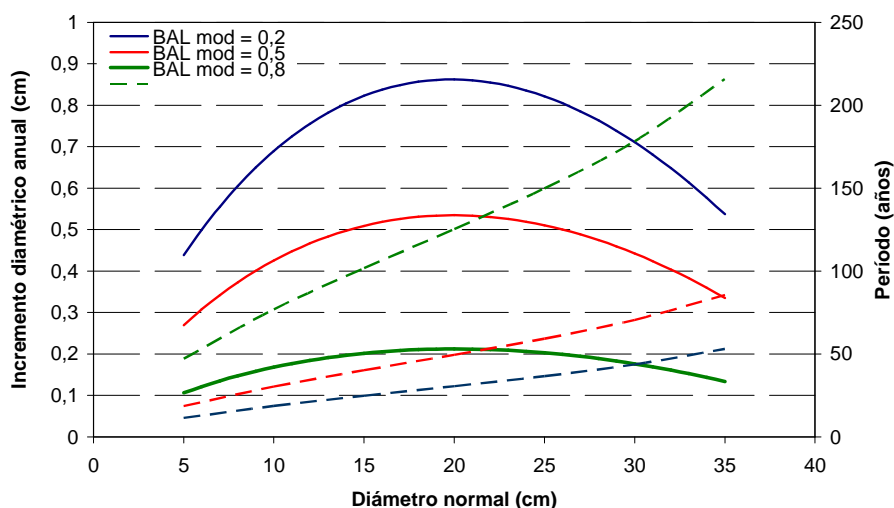


Figura 4.108. Incremento corriente anual y tiempo acumulado para que un árbol de *Virola elongata* llegue a un cierto diámetro con alta (línea verde), media (línea roja) y baja (línea azul) competencia entre individuos.

Los cálculos del crecimiento por clase diamétrica de *Virola elongata* (Tabla 4.14) parecen ser una metodología apropiada para representar el crecimiento y rendimiento de esta especie; sin embargo, al compararlo con las predicciones del modelo de crecimiento desarrollado, los resultados del crecimiento por clase diamétrica indican un desarrollo relativamente rápido muy similares a los incrementos calculados por Baluarte & Álvarez-González (2008). Asimismo, los

registros de crecimiento pronosticados por el modelo muestran un crecimiento modesto en los escenarios con media y baja competencia, y muy modesto en árboles con alta competencia entre pies; sin embargo, nos da una idea de la tendencia del crecimiento de esta especie.

La madera de *Virola elongata* junto con otras especies del mismo género se extrae intensamente de los bosques inundables, ocupa actualmente el primer lugar en las estadísticas oficiales de extracción de maderas en el departamento de Loreto. Es ampliamente utilizada por su fácil aserrío en carpintería, interiores, molduras, cajas y mobiliario corriente. Es una especie frecuente en los bosques aluviales de restinga alta y baja de corta inundación; el índice de valor de importancia es en general muy bajo comparado con otras especies del bosque inundable, aunque parece ser consecuencia de la intensa extracción de los árboles por los pobladores locales quienes utilizan la madera de *Virola elongata* como madera aserrada para subsistencia y comercio (Kvist *et al.*, 2001a). Esta situación pone en agenda la necesidad de proveer información sobre su ecología y crecimiento, así como para organizar las actividades de extracción.

La floración y fructificación de *Virola elongata* fue observada durante todo el año. La abundante semillación y el bajo diámetro de los árboles fértiles indican que la provisión de semillas no sería un problema para manejar la especie; sin embargo, su baja tolerancia a la inundación y su lento crecimiento indicado por el modelo podrían ser factores que limiten su silvicultura en los bosques inundables. No obstante, el crecimiento medio calculado por clases diamétricas alienta la esperanza para cultivar *Virola elongata*.

El crecimiento ralescente pronosticado por el modelo, está fuertemente influenciado por el bajo incremento de los árboles en las clases diamétricas inferiores, lo cual es observado en la Figura 4.108 donde los árboles alcanzan el punto óptimo de incremento diamétrico en 5,34 y 8,61 mm/año en el escenario de media y baja competencia entre pies, respectivamente. Es muy probable que este bajo incremento se debe a la escasa iluminación que reciben los brinzales en el sotobosque, ya que el 75% de los individuos sólo capta luz parcial en sus copas. En tal sentido, se debe estimular el crecimiento de los brinzales mediante la liberación del dosel superior para favorecer el ingreso de luz.

Asimismo, a fin de incentivar la producción de madera de *Virola elongata* sería recomendable practicar el trasplante tardío de plantas criadas en viveros temporales de las tierras altas, compatibilizando con la variación decenal del régimen de lluvias y del nivel del río (ej. Marengo, 2004). La aplicación de aclareos en el dosel superior y plateos alrededor de las plantas impulsaría el crecimiento de los brinzales.

El manejo de la regeneración natural de *Virola elongata* debe estar orientado a la producción de diez a veinte árboles de buena calidad por hectárea para cosecharlos junto con otras especies esciófitas parciales en periodos distantes de diez años de acuerdo con el incremento que muestren las plantas, a través de sistemas silviculturales policíclicos.

4.3.15. *Virola pavonis* (A. DC.) A.C. Smith

Los árboles de *Virola pavonis* muestran un patrón fenológico monomodal de transición, el periodo de floración ocurre en conjunción con la estación seca; la fructificación coinciden con la estación lluviosa y cuando el nivel del río se encuentra en ascenso. Fue observada la fenología de un total de 24 árboles. Durante el periodo de observación fenológica fue registrada la fructificación entre el 20 al 50% de los árboles. El árbol productivo más pequeño midió 29 cm de DAP.

Los frutos son elipsoidales de 30-50 mm de longitud y de 20 a 25 mm de diámetro, obtusos o subagudos en el ápice, semilla elipsoidal (Rodríguez, 1980; Spichiger *et al.*, 1989). La semilla es dispersada por tucanes, loros, cotingas, murciélagos y ratones (Strandby *et al.*, 2000; Roosmalen, 2003).

Virola pavonis produce abundante semilla en las cercanías de los árboles semilleros de la restinga alta y baja. Strandby *et al.* (2000) encontró un promedio de 3.219 ± 1.757 plántulas dentro de un círculo de 30 metros de diámetro teniendo como centro el tronco del árbol. La misma fuente agrega que el 6,7% de los individuos anotados están comprendidos dentro de los 10 primeros metros del probable progenitor, el 8,9% se encontraron entre los 10-16 metros, el 26,17% aparecieron en el intervalo entre los 16-20 metros y el 57,8% fueron observados entre los 20 y 52 metros.

Una menor cantidad de plantones de los sotobosques de la restinga baja logran sobrevivir hasta la adolescencia en relación a los de la restinga alta; sin embargo, en el estrato superior de ambos tipos de bosque las cantidades son similares, lo que indica que los plantones de sotobosque de la restinga baja tienen una alta probabilidad de sobrevivir hasta la madurez. El impacto relativamente más bajo de la inundación en la restinga alta sugiere la posibilidad de que los ajustes sobrevendrán mediante la competencia y no por la inundación. Tanto los factores bióticos como los abióticos contribuyen a la mortalidad, pero la competencia toma el control en los lugares donde la inundación deja de tener efecto. Esto podría llevar a concluir que *Virola pavonis* no está adaptada a la inundación pero si es tolerante a la misma (Strandby *et al.*, 2000).

En el bosque alto, cerca del 60% de los árboles reciben luz parcial tanto por la parte superior como lateral y solo el 41% recibe plena luz por la parte superior de la corona. En el sotobosque más de las dos terceras partes de los árboles reciben luz parcial tanto por la parte superior como lateral y solo el 23% recibe luz completa por la parte superior de la corona. El 90% de los individuos del estrato superior y del sotobosque cuentan con copa rala y asimétrica; todos los árboles del estrato superior y del sotobosque crecen en bosques semiabiertos, es decir, en pequeños claros naturales. Las características descritas corresponden a especies con temperamento ecológico epífitas parciales (ej. Finegan, 1991).

La densidad de *Virola pavonis* fue relativamente alta en los bosques de restinga alta y baja de corta inundación, mientras que casi no estuvieron presentes en el bosque de tahuampa de inundación más prolongada (Tabla 4.29). Es considerable, para una sola especie de bosques húmedos tropicales, valores de densidad de árboles por hectárea hasta de 43 y 27 individuos y

correspondientes áreas basales de 0,09 y 0,21 m²/ha en los bosques de restinga alta y baja, respectivamente.

Tabla 4.29. Distribución por clase diamétrica de individuos de *Virola pavanis* en los bosques inundables.

DAP (cm)	Restinga alta		Restinga baja		Tahuampa		Transectos	
	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m ² /ha)	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m ² /ha)	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m ² /ha)	Abundancia (N°pies/ha)	Área basal (m ² /ha)
0-5	35,81	0,0187	13,02	0,0079	0,00	0,0000	4,17	0,0032
5-10	4,26	0,0175	7,84	0,0264	0,00	0,0000	1,98	0,0089
10-15	2,33	0,0223	2,67	0,0330	0,00	0,0000	1,04	0,0127
15-20	0,33	0,0100	1,33	0,0329	0,67	0,0172	0,73	0,0165
20-25	0,67	0,0281	0,67	0,0223	0,00	0,0000	0,31	0,0121
25-30	0,00	0,0000	0,67	0,0385	0,00	0,0000	0,52	0,0295
30-35	0,00	0,0000	0,33	0,0242	0,00	0,0000	0,31	0,0262
35-40	0,00	0,0000	0,33	0,0345	0,00	0,0000	0,21	0,0214
>40	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,00	0,0000	0,10	0,0148
Suma	43,40	0,0966	26,86	0,2198	0,67	0,0172	9,38	0,1455

La distribución de los individuos en las diferentes clases diamétricas está representada en la Figura 4.109 donde se observa el típico patrón "J" invertida, caracterizada por una alta presencia de plantas en las clases diamétricas inferiores y escasa presencia de árboles en las clases diamétricas superiores. Esta característica es más visible cuando se observa el índice de valor de importancia, donde la densidad relativa se impone sobre la dominancia relativa. *Virola pavanis*, en general, obtuvo valores de "IVI" relativamente altos en el estrato superior y sotobosque de restinga alta y baja. En ambos estratos, la densidad relativa fue mayor que la dominancia relativa, lo que indica un gran número de árboles con diámetros más pequeños que el promedio de los bosques (Figura 4.110).

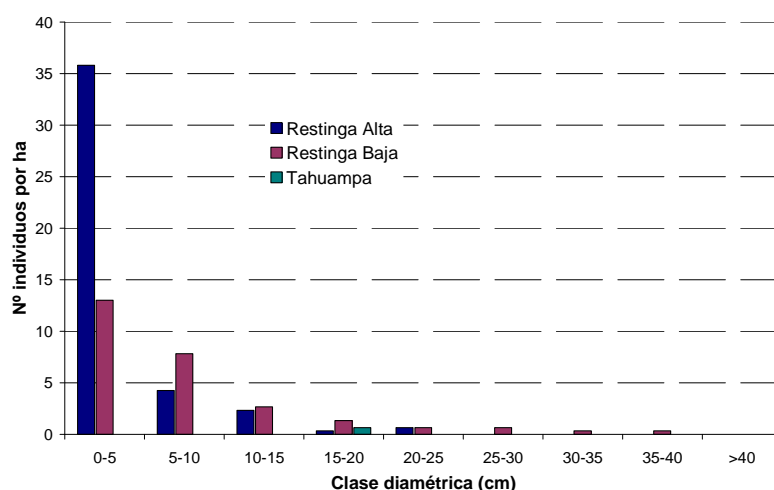


Figura 4.109. Distribución de los individuos de *Virola pavanis* en las diferentes clases diamétricas censadas en los tres tipos de bosques inundables.

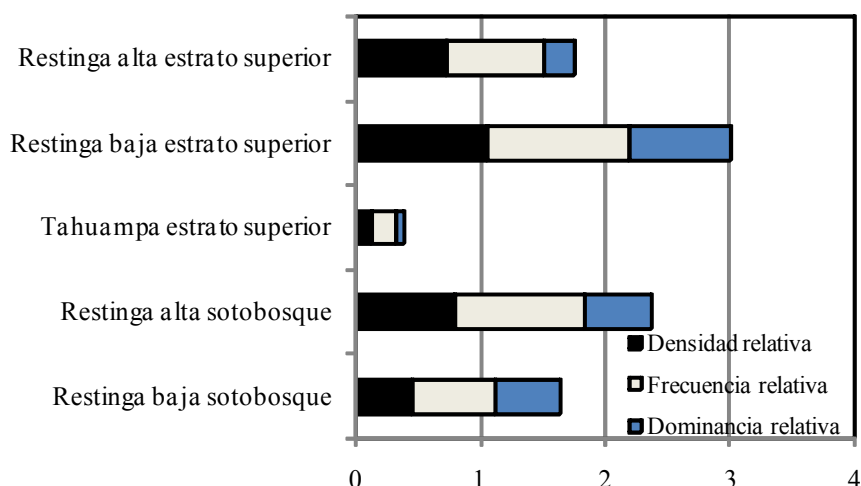


Figura 4.110. Índice de valor de importancia de *Virola pavonis* en diferentes tipos de bosques de la llanura aluvial.

El incremento diamétrico medio anual de todos los individuos de *Virola pavonis* presenta un comportamiento variado en las distintas clases diamétricas, mostrando el valor más alto en la clase diamétrica 15-20 cm, en donde logra 0,91 cm/año; considerando el valor del incremento máximo, *Virola pavonis* alcanza 1,76 cm/año en la clase diamétrica de 20-25 cm (Figura 4.111). Teniendo en cuenta estos incrementos, el tiempo que necesita un árbol de *Virola pavonis* para llegar a la clase diamétrica máxima (> 40 cm) es de 83 y 48 años, respectivamente (Figura 4.112).

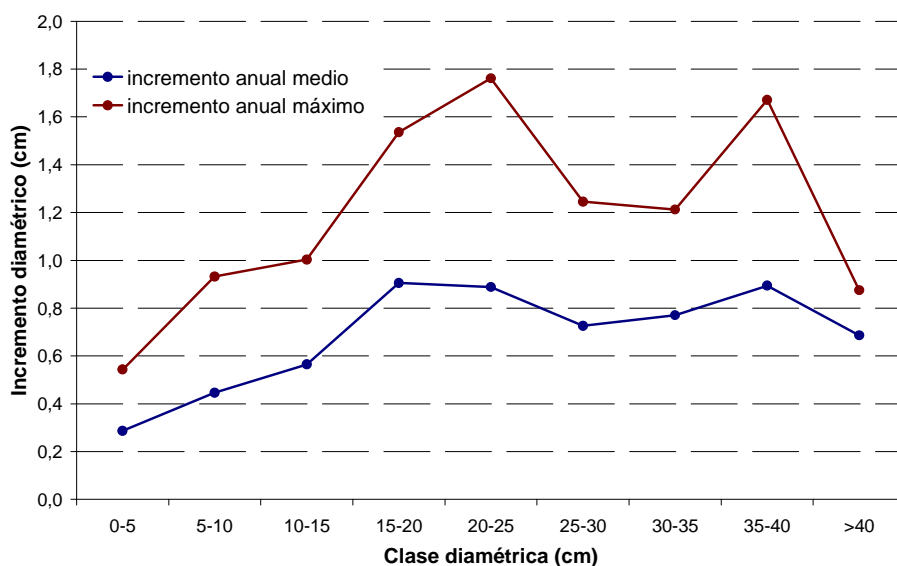


Figura 4.111. Incremento diamétrico medio (línea azul) y máximo (línea roja) anual de *Virola pavonis* por clases diamétricas.

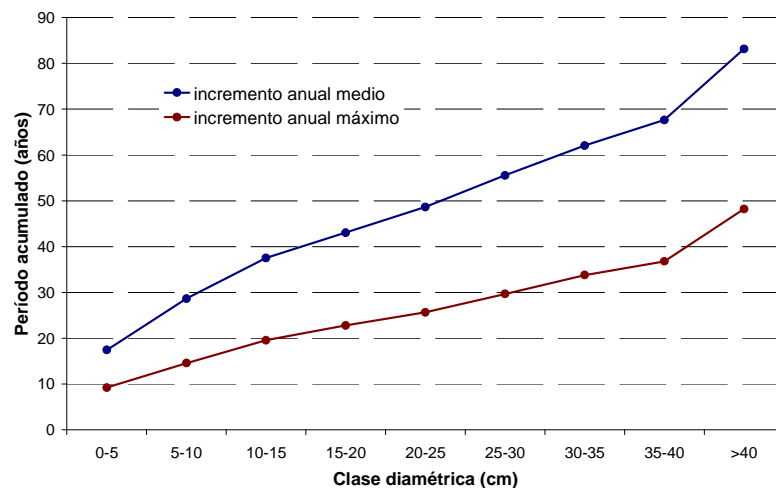


Figura 4.112. Período acumulado para que un árbol de *Virola pavonis* llegue al tamaño máximo de una clase diamétrica teniendo en cuenta el incremento diamétrico medio (línea azul) y máximo (línea roja).

El modelo de crecimiento diamétrico ajustado mediante el paquete estadístico SAS STAT™ (SAS Institute, 2004a) muestra resultados aceptables de ($EMC=0,3324$ y $R^2_{Adj}=0,9958$). Los parámetros estimados resultantes del modelo son: $b_0=0,157226$ y $b_1=-0,02336$.

El análisis gráfico del modelo ajustado confirma la bondad del ajuste, así la distribución de los diámetros observados versus los diámetros predichos muestran una línea que sigue una tendencia superpuesta a la diagonal (Figura 4.113).

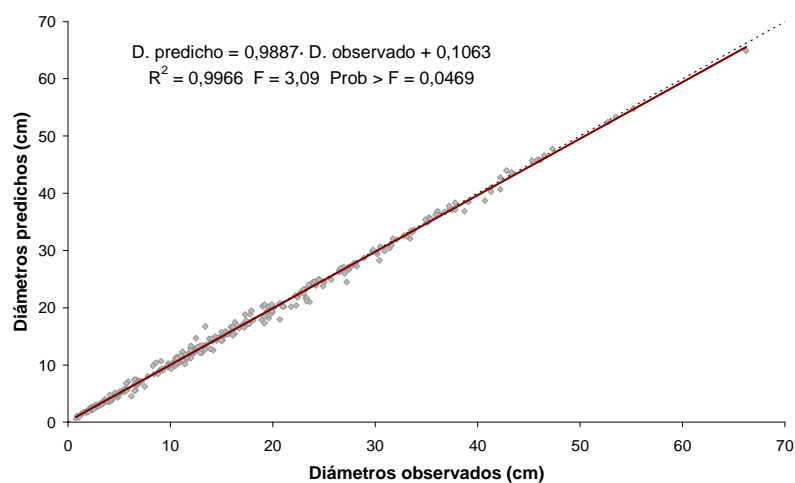


Figura 4.113. Diámetros observados frente a valores predichos de la variable diámetro medio para el modelo ajustado.

Del mismo modo, la distribución de residuos frente a valores predichos de la variable diámetro medio (Figura 4.114) para la combinación indicada, no muestra tendencias anómalas de los datos que indiquen el incumplimiento de las hipótesis de normalidad, homogeneidad de varianza e independencia de residuos.

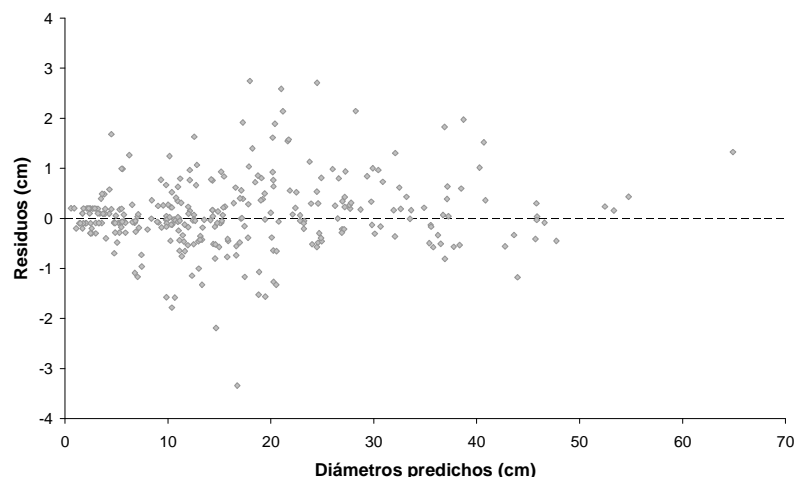


Figura 4.114. Residuos frente a valores predichos de la variable diámetro medio para el modelo ajustado.

De acuerdo con este modelo de crecimiento, el punto máximo en la actual tasa de crecimiento en diámetro anual para los árboles de *Virola pavanis* es 2,010 cm, 1,238 cm y 0,488 cm para árboles con baja, media y alta competencia entre pies, lo que ocurre cuando los árboles cuentan con DAP de 28.01, 27.23 y 27.48 cm, respectivamente; sin embargo, el tiempo que requiere un árbol de *Virola pavanis* para alcanzar los diámetros indicados es muy variable de aproximadamente 19,13, 31,35 y 82,33 años, para cada categoría de competencia, respectivamente (Figura 4.115).

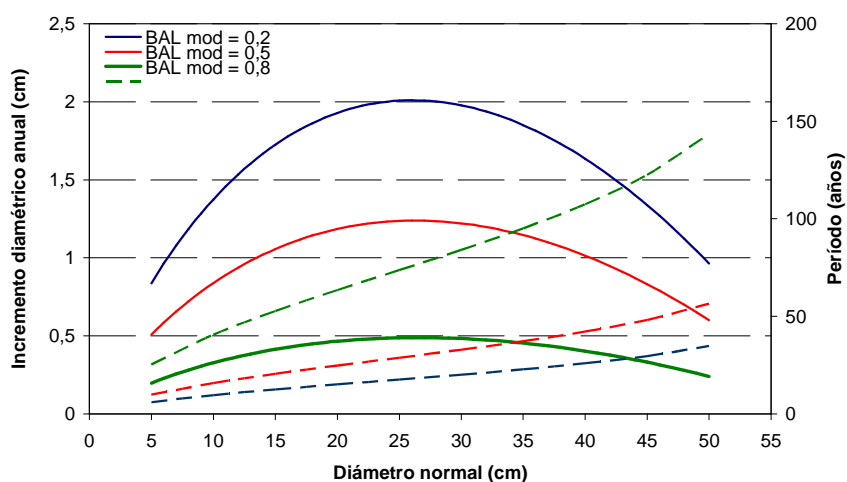


Figura 4.115. Incremento corriente anual y tiempo acumulado para que un árbol de *Virola pavanis* llegue a un cierto diámetro con alta (línea verde), media (línea roja) y baja (línea azul) competencia entre individuos.

Los cálculos del crecimiento por clase diamétrica de *Virola pavanis* (Tabla 4.14) parecen ser una metodología apropiada para representar el crecimiento y rendimiento de esta especie; sin embargo, al compararlo con las predicciones del modelo de crecimiento desarrollado, los resultados del crecimiento por clase diamétrica indican un desarrollo relativamente lento.

Las predicciones del modelo ajustado muestran crecimiento moderado y muy bueno en el escenario de media y baja competencia, y un crecimiento muy modesto en condiciones de alta competencia entre árboles; no obstante, nos da una idea de la tendencia del crecimiento de esta especie.

La madera de *Virola pavonis* puede ser utilizada como sustituto de *Virola surinamensis* en la fabricación de láminas, contrachapados o como madera aserrada para construcción civil (Rodríguez, 1980). En general, *Virola* spp. ha sido explotada en niveles relativamente altos dentro de su hábitat natural en la parte nororiental de Sudamérica. En el departamento de Loreto, representa alrededor del 40% del nivel de extracción de madera rolliza y el 58% de madera aserrada proveniente de los llanos inundables. Afortunadamente, las cifras de la extracción total de las especies de *Virola* del llano inundable están referidas al género, puesto que no es una práctica común establecer diferencias entre las cuatro especies de este género que son frecuentemente explotadas de los bosques inundables.

Virola pavonis, es una especie común en los bosques aluviales de restinga alta y baja de corta inundación. El índice de valor de importancia es de 1,76% y 3% de todas las especies del estrato superior en la restinga alta y baja, respectivamente, y 2,37% y 1,65% de todas las especies en el sotobosque de la restinga alta y baja, respectivamente. Teniendo en cuenta la alta diversidad de las especies, estas cifras indican un stock relativamente alto de *Virola pavonis*; sin embargo, cerca del 93% de los individuos de la restinga alta están comprendidos en las clases diamétricas de 0-10 cm de DAP. La escasa presencia de individuos de las clases diamétricas superiores podría ser consecuencia de la intensa extracción de árboles maduros de *Virola pavonis*, debido a que los pobladores locales utilizan su madera aserrada para subsistencia y comercio (Kvist *et al.*, 2001a). Esta situación pone en evidencia la necesidad de proveer información sobre su ecología y crecimiento, así como para organizar las actividades de extracción.

Los estudios fenológicos de *Virola pavonis* revelan el pico más alto de fructificación entre octubre a noviembre y el mínimo en julio. A fin de favorecer el establecimiento de las plántulas y para facilitar el potencial de regeneración, las actividades madereras deben realizarse en enero. Esto concuerda con la ventaja técnica de cortar los árboles antes del advenimiento de la inundación; sin embargo, el impacto de la inundación es de vital importancia para la supervivencia de las plantas, pues un cierto nivel y duración de la inundación matará a todo el banco de plántulas. La presencia de plántulas en el intervalo entre los 16-20 metros podría tener repercusiones silviculturales particularmente importantes (ej. Strandby *et al.*, 2000), dado que los tratamientos de aclareo selectivo y extracción de árboles maduros en estas áreas podrían estimular el crecimiento y las oportunidades de supervivencia de *Virola pavonis*.

Otra alternativa para asegurar la producción sostenible de madera de *Virola pavonis* es la cosecha de la regeneración natural dentro de los 16 m de circunferencia de los árboles semilleros, debido a que estos individuos tienen pocas probabilidades de supervivencia, a fin de cultivarlos en el vivero temporal de las tierras altas y devolverlas con alturas superiores al nivel de la próxima

inundación, compatibilizando con las variaciones interanuales y decenales de las lluvias y del nivel de los ríos amazónicos (ej. Espinoza *et al.* 2009a, Espinoza *et al.* 2009b; Marengo, 2004) ubicándolas a distancias superiores a 16 m del árbol semillero más próximo y distanciamientos de siembra no menor de 5 m entre plantas, debido a que la resistencia a la inundación aumenta con el tamaño de las plantas (Gill, 1970). La siembra con distanciamientos adecuados tienen como objetivo reducir el efecto de la competencia entre pies (Strandby *et al.*, 2000).

Las predicciones del modelo de crecimiento para *Virola pavonis* en el escenario de media competencia alcanzaron incrementos corrientes anuales en diámetro de 5,08 a 12,38 mm/año para árboles entre 5,5 a 27,23 cm de DAP. Estos incrementos son relativamente más altos comparado con el incremento corriente anual del diámetro del modelo de Nebel & Baluarte (2002a) quienes pronosticaron de 2,0 a 5,5 mm en árboles de 5-20 cm de DAP.

La predicción del crecimiento en el escenario de baja competencia entre pies revela alto potencial de crecimiento de *Virola pavonis*, en tal sentido, las intervenciones silviculturales para favorecer el crecimiento de la regeneración natural tienen que concentrarse en la aplicación de aclareos en el dosel superior y plateos alrededor de los plantones, toda vez que en la restinga alta la supervivencia de las plantas está directamente relacionada con el efecto de la competencia entre pies más que de la inundación (Strandby *et al.*, 2000).

El manejo de la regeneración natural de *Virola pavonis* debe estar orientado a la producción de diez a veinte árboles de buena calidad por hectárea para cosecharlos junto con otras especies esciófitas parciales en periodos distantes de diez años de acuerdo con el incremento que muestren las plantas, a través de sistemas silviculturales policíclicos que potencialicen la abundante regeneración natural que produce esta especie.

5. CONCLUSIONES

En este capítulo se resumen las conclusiones más importantes derivadas del estudio y análisis llevados a cabo en esta tesis.

Conclusiones que se derivan de la caracterización de las distribuciones diamétricas de las parcelas

- A partir de los resultados obtenidos, se sugiere emplear la función de Weibull biparamétrica para caracterizar las distribuciones diamétricas del tipo de bosques analizados, asignando como valor de la constante "k" (que sustituye al parámetro de situación) el diámetro mínimo inventariable. Cuando se emplean valores inferiores a este diámetro mínimo, como por ejemplo su mitad o el valor cero, se produce un sesgo importante en las primeras clases diamétricas sin que se produzca una mejora en las estimaciones de las clases diamétricas superiores.
- Se recomienda emplear el método de los momentos para estimar las distribuciones diamétricas futuras de estos tipos de bosques. Para su aplicación sería necesario conocer el diámetro medio y el diámetro medio cuadrático de rodal en el futuro. Si en el futuro se desarrollase un modelo de rodal para este tipo de bosques, sólo sería necesario ajustar una ecuación que permita predecir el diámetro medio en función del diámetro medio cuadrático, puesto que el diámetro medio cuadrático suele ser una de las variables que se estiman, bien directamente, o bien a partir de los valores de densidad y área basimétrica.

Conclusiones que se derivan de la caracterización de la estructura espacial de las parcelas

- El análisis del patrón espacial de distribución de individuos en función del interés comercial de la especie indicó que, en todos los casos, el patrón observado se asemejaba bastante al patrón aleatorio, independientemente del tipo de bosque (restinga alta, restinga baja y tahuampa), del tratamiento realizado y del tiempo transcurrido desde dicho tratamiento. Estos resultados son coherentes con el hecho de tratarse de bosques naturales que tienden a este tipo de patrones espaciales. Sin embargo, cabe destacar el hecho de que las cortas realizadas en algunas de las parcelas no afectan al patrón espacial, especialmente en los inventarios inmediatamente posteriores al tratamiento. La razón podría estar en la metodología seguida para la elección de los árboles a extraer y que se basó en una distribución aleatoria en toda la superficie de la parcela y sin criterios excluyentes por especie.

- Se observó un efecto significativo de los factores tipo de bosque (restinga alta y restinga baja) y tratamiento (control, moderado y fuerte) sobre el paso a fustal, mientras que no existe un grado de asociación significativo entre la categoría de especie (comercial y no comercial) y el paso a fustal. En cuanto al tipo de bosque, los mayores porcentajes de paso a fustal se dan en la restinga baja, especialmente en las parcelas en las que no se hizo extracción de árboles y con menos intensidad en aquellas en las que la extracción fue moderada. Esto podría deberse a una mayor apertura de huecos debida a la mortalidad causada por la competencia combinada con la mayor duración del período de encharcamiento con respecto a las parcelas de restinga alta, aunque no hay datos adecuados para realizar dicho análisis. El efecto del tratamiento es, salvo lo comentado anteriormente para la restinga baja, un aumento del paso a fustal a medida que el tratamiento es más fuerte, debido a una mayor apertura de huecos. Por último, en cuanto al efecto de la categoría de especie sobre el porcentaje de paso a fustal, los resultados indican que no hay asociación entre ambas, aunque estos resultados deben ser tomados con cautela por el reducido número de árboles de interés comercial existente. Por otro lado, los análisis de la estructura espacial no evidenciaron la existencia de dependencia entre los patrones espaciales de los árboles inventariados y del paso a fustal en ninguna de las parcelas estudiadas.
- El análisis de la distribución espacial de los árboles según diámetros indicó que existe una primera zona de inhibición entre árboles con diámetros similares debida a la competencia y una segunda zona con un patrón aleatorio. Ese patrón aleatorio aparece a distancias del árbol que varían entre los 8 y los 15 metros, dependiendo de la parcela y del inventario analizado. No ha sido posible llevar a cabo un análisis de la variación en el tiempo de este patrón espacial debido a que los inventarios no siempre se realizaron del mismo modo y con la misma intensidad y a que no es posible diferenciar entre inventarios entre mortalidad natural y árboles extraídos, por lo que no podría descartarse que las diferencias que se observaran en el patrón espacial fuesen debidas a la ausencia de árboles por diferencias en el proceso de inventariación o por mortalidad o extracción, en lugar de a las diferencias en el crecimiento diamétrico de los árboles de la parcela.

Conclusiones que se derivan del análisis de la estructura, ritmos reproductivos y factores climáticos.

- Las especies *Aniba* sp., *Cedrela odorata*, *Ceiba samauma*, *Guarea macrophylla*, *Guatteria* sp., *Maquira coriacea*, *Ocotea cernua*, *Oxandra sphaerocarpa*, *Hura crepitans*, *Terminalia oblonga*, *Unonopsis floribunda*, *Minquartia guianensis*, *Virola elongata* y *Virola pavonis* muestran preferencia por los bosques de restinga alta de corta inundación, donde ocurren con una abundancia relativamente elevada, observándose densidades de hasta 14 individuos por hectárea con DAP > 10 cm, con un área basal de 3,11 m²/ha, como es el caso de *Maquira coriacea*, coincidiendo con el reporte de Nebel *et al.* (2000b).

- La especie *Endlicheria verticillata* es la única de las especies estudiadas que muestra cierta preferencia por los bosques de restinga baja, donde se encuentra con una abundancia de 10,43 individuos por hectárea y áreas basales bajas de 0,0321 m²/ha. Esta escasa área basal está relacionada con la presencia de un gran número de individuos de las clases diamétricas con DAP<10 cm (94%) y pocos individuos en las clases diamétricas superiores. La preferencia de esta especie por los bosques de restinga baja no necesariamente sugiere que la especie está adaptada a la inundación, ya que su presencia en el bosque de tahuampa también es escasa. Por otro lado, el incremento medio moderado por clases diamétricas, que se traduce en lento crecimiento, revela que esta especie se ve afectada por la suspensión temporal de crecimiento durante el periodo de creciente del río, que para el caso de la restinga baja es de 1-3 meses por año. Esto quiere decir que la especie no está adaptada a la inundación, pero sí tiene cierta tolerancia a estas condiciones.
- La elevada presencia de individuos de las especies estudiadas en las clases diamétricas inferiores con DAP<10 cm en los tres tipos de bosques estudiados, confirma el típico patrón "J" invertida común en los bosques aluviales (Dancé & Ojeda, 1979), lo que revela alta capacidad de regeneración de estos bosques, tal y como se observó en este estudio con varias especies, destacando el caso de la especie *Maquira coriacea* para la que se han contabilizado hasta 150 individuos/m² concentrados alrededor de los árboles madre (Nebel *et al.*, 2000b). Esta alta capacidad regenerativa constituye un enorme potencial para el manejo de los bosques inundables; sin embargo, la permanencia de las plantas fluctúa a lo largo del año por la mortalidad causada por factores adversos como las inundaciones y la marchitez en los periodos secos.
- En ese contexto, y con el fin de atenuar la alta mortalidad de la regeneración natural, se deben efectuar intervenciones silviculturales consistentes en el raleo selectivo de la regeneración natural donde existe mucha abundancia, seleccionando las mejores plantas para trasplantarlas a lugares donde puedan desarrollarse con mayor rapidez. Asimismo, otra estrategia para favorecer la regeneración del bosque inundable constituye en la cosecha de semillas y regeneración natural para criarlos en viveros temporales de las tierras altas hasta que alcancen alturas superiores al nivel de la máxima creciente, momento en que deben ser trasplantados a terreno definitivo utilizando la técnica de "trasplante tardío", puesto que la tolerancia a la inundación aumenta con el tamaño de las plantas (Gill, 1970).
- Otro aspecto que debe ser tomado en cuenta para manejar inteligentemente los bosques aluviales inundables son las variaciones interanuales y decenales del periodo de lluvias y de los niveles de los ríos amazónicos (ej. Espinoza *et al.* 2009a, 2009b; Marengo, 2004). Por lo general muchas especies forestales que medran en bosques aluviales inundables no están adaptadas a las inundaciones que ocurren anualmente en este ecosistema pero si toleran cortos periodos bajo estas condiciones, prueba de ello es que muchas especies mueren luego de prolongados periodos bajo agua; no obstante, en el bosque aluvial inundable se ha

observado la existencia de brinzales mayores de 1,5 m de altura que se han consolidado en el bosque y que han sobrevivido a los embates de la naturaleza. Se presume que estas plantas se han desarrollado como producto de las variaciones interanuales y decenales del nivel del río, por lo que esta información debe ser tomada en cuenta al momento de organizar las actividades de aprovechamiento y reposición del bosque.

- Las fases fenológicas de las especies estudiadas muestran mucha sincronización con los eventos climáticos que catalizan positivamente la reproducción de las especies y contribuyen a la regeneración del bosque inundable. Así, el periodo de floración de los árboles estudiados muestran mucha coincidencia con la época de lluvias, que en Jenaro Herrera se inicia en el mes de octubre, siendo más intensa entre los meses de marzo, abril y mayo; mientras que la fructificación del 65% de las especies estudiadas ocurre simultáneamente con el periodo de inundación de los bosques ribereños, es decir, entre los meses de febrero a junio, alcanzando su mayor valor entre marzo a mayo. Muchas especies de la fauna acuática contribuyen a la diseminación de las semillas alimentándose del pericarpio de los frutos, “escarificando” la semilla para facilitar la germinación. Otras especies prolongan la fructificación hasta el inicio de la vaciante, arrojando las semillas al suelo sobre el sustrato húmedo rico en nutrientes que favorece la germinación de las plantas. No obstante, algunas especies cuentan con semillas con testa leñosa que retardan la germinación y desarrollan pequeñas plantas que mueren en la siguiente inundación por ahogamiento. De esta manera la inundación se convierte en un factor que favorece y perjudica al mismo tiempo la regeneración del bosque aluvial inundable, por lo que debe ser tomado en cuenta al momento de poner en práctica las políticas para incorporar los bosques inundables al desarrollo de la región.
- Asimismo se ha observado que algunas especies estudiadas como *Cedrela odorata*, *Ceiba samauma*, *Hura crepitans* y *Terminalia oblonga* pierden parcial o totalmente sus hojas antes o durante la floración y fructificación. Se asume que la defoliación es una estrategia natural para facilitar la dispersión de las semillas por el viento, ya que las cuatro especies cuentan con semillas con prolongación membranosa. Asimismo, muchas especies arbóreas adaptadas a inundaciones monomodales llevan a cabo la caída de detrito y la subsiguiente floración y fructificación en conjunción con el periodo de inundación tal y como afirman Junk (1997) o Nebel *et al.* (2000a).
- El análisis de los periodos reproductivos de las especies estudiadas revela que dos especies presentan comportamiento fenológico monomodal estricto, diez especies muestran comportamiento monomodal de transición, asimismo, dos especies se caracterizan por su comportamiento bimodal y una sola especie presenta comportamiento fenológico arritmico; el estudio de este comportamiento reproductivo es importante para planificar el ordenamiento forestal de las especies en el bosque, por ejemplo las especies cuyo comportamiento es bimodal producen abundante semilla hasta en dos periodos del año, otras especies con

comportamiento monomodal estricto o monomodal de transición son muy prolíficas produciendo abundante semilla a partir de diámetros a la altura del pecho - DAP pequeños, como es el caso de *Unonopsis floribunda*, *Virola elongata*, *Aniba* sp. y *Guarea macrophylla* lo que facilita la obtención de semilla y la regeneración natural. Otras especies como *Maquira coriacea* muestran estrategias reproductivas caracterizadas por alta producción de semillas orientadas a saciar a los depredadores lo que permite que gran parte de las semillas que no son consumidas puedan llegar a convertirse en individuos reproductivos para preservar la especie (Janzen 1971, 1978).

Conclusiones que se derivan del análisis del crecimiento por clases diamétricas y de la predicción del crecimiento en diámetro por el modelo basado en índices de competencia entre pies.

- El DAP es una variable adecuada para analizar el crecimiento de los árboles, pues al estar relacionada con el volumen y el valor comercial del fuste constituye una variable de referencia en la toma de decisiones económicas y silvícolas; asimismo, es una variable fácil de medir y su distribución inicial suele ser conocida gracias al censo efectuado periódicamente, cuya data constituye una base fiable para la realización de proyecciones hacia el futuro. No obstante, el crecimiento en diámetro está estrechamente relacionado con las dimensiones de la copa de un árbol, los árboles dominantes con copas grandes y anchas como *Maquira coriacea* tienen mayor crecimiento diametral que los árboles dominados con copas pequeñas y estrechas como *Aniba* sp.
- En ese contexto, cobra notoriedad en la obtención de modelos de crecimiento en diámetro, la inclusión de factores de competencia entre pies, que consideran la competencia ejercida entre un árbol y sus vecinos por espacio, agua y nutrientes. En ese sentido, en este estudio se ha considerado tres niveles de competencia (alto, medio y bajo) que representan las condiciones de bosque natural. En el presente estudio se ha tomado en cuenta el incremento en el escenario de media y alta competencia al momento de proyectar el crecimiento y comparar con el incremento real medio y máximo por clases diamétricas. Por razones obvias, se ha tomado con mucha prudencia el incremento diamétrico en el escenario de baja competencia; sin embargo, esta situación nos da una idea del crecimiento de los árboles cuando las condiciones en el bosque son óptimas, por lo que ese incremento diamétrico en las condiciones de baja competencia se ha tomado como referente que se desearía alcanzar mediante intervenciones silviculturales. Asimismo, se ha observado que existen otros factores como la forma y posición de la copa que no han sido incluidos en el modelo y que influyen en el crecimiento de los árboles, tal como se menciona en el caso de la especie *Aniba* sp., cuyos individuos adultos y brinzales presentan crecimiento lento debido a que solo la mitad de ellos reciben luz vertical completa por la parte superior de la copa. Al respecto Wensel & Koehler (1985) consideran como un buen indicador de competencia el factor

recubrimiento de copas, que se puede incluir como factor de modificación del crecimiento en los modelos de crecimiento diamétrico.

- Los cálculos del crecimiento por clase diamétrica para cada una de las especies parecen ser una metodología apropiada para representar el crecimiento de las especies estudiadas; sin embargo, al comparar con la predicción del modelo de crecimiento en diámetro basado en niveles de competencia, los resultados del crecimiento por clase diamétrica indican un desarrollo rápido o lento, dependiendo de que se tome como referencia el incremento máximo o el incremento medio. En tal sentido, los incrementos calculados por clases diamétricas han constituido importantes puntos de comparación, debido a que son valores observados y no estimados, aunque están fuertemente condicionados por el tamaño de la muestra presente en cada clase. Los incrementos diamétricos pronosticados por el modelo en los tres niveles de competencia, constituyen una importante innovación y una aproximación más real a la predicción del crecimiento de las especies forestales en condiciones de bosque aluvial inundable cuya información podría servir para planificar el ordenamiento forestal sostenible de los bosques en las concesiones forestales.
- El modelo de crecimiento seleccionado para predecir el crecimiento de las quince especies estudiadas muestra resultados aceptables con respecto al error medio cuadrático y al coeficiente de determinación ajustado. Asimismo, en todas las especies estudiadas, el análisis gráfico del modelo confirma la bondad del ajuste, así la distribución de los diámetros observados respecto a los diámetros predichos muestran una línea que sigue una tendencia diagonal. Del mismo modo, la distribución de residuos frente a valores predichos de la variable diámetro medio no muestra tendencias anómalas de los datos que indiquen el incumplimiento de las hipótesis de normalidad, homogeneidad de varianza e independencia de residuos.
- El análisis del crecimiento basado en los incrementos por clases diamétricas y como producto de la predicción del modelo; así como el análisis de la estructura poblacional y los ritmos reproductivos de las quince especies en los tres tipos de bosques estudiados, advierte la extracción insostenible de algunas especies forestales, por lo que se deben tomar medidas urgentes para evitar la extracción de árboles cuyos diámetros están por debajo de los diámetros mínimos de producción de frutos registrados en el presente estudio. Asimismo, se debe priorizar el manejo de la regeneración natural o artificial, a fin de garantizar la producción de plantas en el bosque compatibilizando el trasplante tardío con las variaciones interanuales y decenales del régimen de lluvias y del nivel del río.
- Con base a esta premisa, y considerando el temperamento ecológico de las especies forestales estudiadas se sugiere implantar sistemas silviculturales monocíclicos o policíclicos para el aprovechamiento de los árboles de las especies estudiadas. En el caso de las especies con temperamento silvicultural heliófita durable se recomiendan sistemas silviculturales monocíclicos optimizando el manejo de la regeneración natural para obtener

entre diez a veinte árboles con fustes de calidad. Alternativamente, para las especies con temperamento ecológico esciófito parcial se sugiere el cultivo asociado con otras especies con temperamento ecológico similar y otras heliófitas durables, optimizando el manejo de la regeneración natural para cosechar unos diez árboles con fustes de calidad bajo sistemas silviculturales policíclicos.

- La propuesta de manejo de las especies estudiadas debe ir acompañada de programas de educación ambiental que refuercen la utilización eficiente de la madera de acuerdo con el uso que se pretende destinar. Así por ejemplo, se debe evitar el uso de fustes con diámetros sobredimensionados para postes y columnas de la especie *Minquartia guianensis* en la construcción de viviendas rurales, el apeo de árboles de *Ceiba samauma* con diámetro de fuste elevado para ser utilizados en postes de alumbrado rural o la extracción de árboles de *Oxandra sphaerocarpa*, *Unonopsis floribunda* y *Guatteria* sp. con diámetros por encima del diámetro mínimo de capacidad de carga para ser utilizados como material estructural en viviendas rurales. Obviamente, se debe conocer los diámetros mínimos de carga que podrían soportar los fustes de estas especies, cuyo ámbito de estudio escapa a los alcances de esta tesis. La extracción de árboles de las especies estudiadas con diámetros correspondientes con el uso final permitirá acortar el turno de aprovechamiento de los árboles y reducir costos de mantenimiento de las parcelas en las concesiones forestales.

6. BIBLIOGRAFÍA

- ADEX. 2010. Balance y perspectivas de las exportaciones peruanas. ¿De la recuperación al estancamiento?. Revista Perú Exporta 366: 9-10.
- Alder, D. & Synnott, T.J. 1992. Permanent sample plot techniques for mixed tropical forest. Oxford Forestry Institute. 124 p.
- Álvarez-González, J. 1997. Análisis y caracterización de las distribuciones diamétricas de *Pinus pinaster* Ait. en Galicia. Tesis doctoral. Escuela Politécnica Superior de Lugo. Universidad de Santiago de Compostela.
- Álvarez González, J.G., Schröder, J., Rodríguez Soalleiro, R. & Ruíz González, A.D. 2002. Modelling the effect of thinnings on the diameter distribution of even-aged Maritime pine stands. For. Ecol. Manage. 165: 57-65.
- Arbaiza, C., Carazo, M. & Hurtado, A. 1999. Los retos de la industria de la madera en el Perú: innovando para competir. Lima. MITINCI-AECI-AIDIMA-GTZ-CNF.
- Aróstegui, A. 1975. Características tecnológicas y usos de la madera de 40 especies del Bosque Nacional von Humboldt. En: Estudios tecnológicos de maderas del Perú (zona Pucallpa). Ministerio de Agricultura/Universidad Nacional Agraria La Molina. V 3, 171 p.
- Aróstegui, A. 1982. Recopilación y análisis de estudios tecnológicos de maderas peruanas. Proyecto PNUD/FAO/PER/81/002. Documento de trabajo 2. Lima, Perú. 57 p.
- Aróstegui, A. & Díaz, M. 1992. Propagación de especies forestales nativas promisorias en Jenaro Herrera. Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana. Iquitos, Perú. 119 p.
- Aróstegui, A. & Valderrama, H. 1986. Usos de las maderas del bosque húmedo tropical. Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana/Universidad Nacional de la Amazonía Peruana. Iquitos, Perú. Serie Investigación tecnológica Año I N°5. 27 p.
- Anderson, G. 2005. Estudio sobre la dispersión de semillas por *Colossoma macropomum* "gamitana" y *Piaractus brachipomus* "paco" en los bosques inundables de la Reserva Nacional Pacaya-Samiria, Loreto- Perú. Iquitos, Perú. 15 p.
- Avery, T.E. & Burkhardt, H.E. 1983. Forest measurements. McGraw-Hill, New York.
- Baddeley, A. & Turner, R. 2005. Spatstat: an R package for analyzing spatial point patterns. J. Stat. Softw. 12 (6): 1-42.
- Bailey, R. & Dell, T. 1973. Quantifying diameter distributions with the Weibull function. For. Sci., 19 (2): 97-104.
- Bailey, R.L., Abernethy, N.C. & Jones, E.P. 1980. Diameter distributions models for repeatedly thinned slash pine plantations. En: Proceedings of the Southern Silvicultural Research Conference, Atlanta, pp. 115–126.

- Baluarte, J. 2005. Crecimiento y producción de *Cedrelinga catenaeformis* Ducke en plantaciones en el departamento de Loreto, Perú. En: Informe de Especialización en métodos y técnicas en modelización forestal. Universidad Santiago de Compostela – Escuela Politécnica Superior, Programa Alþan. Lugo – España. 23-36 pp.
- Baluarte, J. 2006. Ecología y modelo de crecimiento de *Hura crepitans* L. en bosques del llano inundable de la Amazonía peruana. En: "Primer Simposio Científico Amazónico". CONCYTEC. Iquitos, Perú, 2-4 febrero 2006. 10 p.
- Baluarte, J. & Álvarez-González, J.G. 2008. Estructura y crecimiento en diámetro de *Virola elongata* (Benth) Warburg en bosques del llano inundable de la Amazonía peruana. En: "VIII Congreso Forestal Nacional". Colegio de Ingenieros del Perú – Filial Lima, Universidad Nacional Agraria La Molina. Lima, Perú, 10-12 de diciembre 2008. 17 p.
- Baluarte, J. & Aróstegui, A. 1991. Usos probables de las maderas de 20 especies del departamento de Loreto. Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana. Folia Amazónica (3): 61-81.
- Baluarte, J. & Nebel, G. 2002. Incremento diamétrico de *Guarea macrophylla* Vahl. y *Calycophyllum spruceanum* (Benth) Hooker f. ex Schumann en bosques inundables de la Amazonía peruana. Folia Amazónica 13(1-2): 109 – 120.
- Barrantes, R. & Trivelli, C. 1996. Bosques y madera; análisis económico del caso peruano. Instituto de Estudios Peruanos (IEP). Lima. 120 p.
- Barrio Anta, M., 2003. Crecimiento y producción de masas naturales de *Quercus robur* L. en Galicia. Tesis Doctoral. Escuela Politécnica Superior de Lugo. Universidad de Santiago de Compostela.
- Barrio Anta, M., Diéguez-Aranda, U., Castedo-Dorado, F., Álvarez-González, J.G. & Gadown, K.v., 2007. Merchantable volume system for pedunculate oak in northwestern Spain. Ann. For. Sci. 64: 511–520.
- Barros, A.C. & Uhl, C. 1995. Logging along the Amazon River and estuary: patterns, problems and potencial. For. Ecol. Manage. 77: 87-105.
- Batista, J.L.F. & Maguire, D.A. 1998. Modelling the spatial structure of tropical forests. For. Ecol. Manage. 110: 293-314.
- Bivand, R.S., Pebesma, E.J. & Gómez-Rubio, V. 2008. Applied spatial data analysis with R. Springer.
- Blaser, J. 1984. El parámetro "tendencia del árbol": una proposición para clasificar árboles cuantitativamente. Revista El Chasqui (Costa Rica): 5-6: 22-25.
- Brako, L. & Zarucchi, J.L. 1993. Catalogue of the flowering plants and gymnosperms of Peru. Missouri Botanical Garden, Missouri. 1286 p.
- Budowski, G. 1966. Los bosques de los trópicos húmedos de América. Costa Rica. Revista Turrialva 16 (3): 278-285.

- Camacho, M. 2000. Parcelas permanentes de muestreo en bosque natural tropical; guía para el establecimiento y medición. CATIE – UMBN. Serie Técnica, Manual Técnico N° 42. Turrialba, Costa Rica. 52 p.
- Camarero, J. J., Gutiérrez, E. & Fortin, M.J. 2000. Spatial pattern of subalpine grassland ecotones in the Spanish Central Pyrenees. *For. Ecol. Manage.* 134: 1–16.
- Cao, Q.V. & Burkhart, H.E. 1984. A segmented distribution approach for modelling diameter frequency data. *For. Sci.* 30(1): 129-137.
- Carnero, P., Yoza, L. & Acevedo, M. 2008. Determinación preliminar del módulo de elasticidad mediante el empleo de técnicas no destructivas para maderas tropicales peruanas. UNALM. Comunicación personal (inédita). 28 p.
- Carvalho, J.O.P. 1997. Dinâmica de florestas naturais e sua implicação para o manejo florestal. Curso de Manejo Florestal Sustentable. Curitiba: EMBRAPA
- Castedo, F. 2004. Modelo dinámico de crecimiento para las masas de *Pinus radiata* D. Don en Galicia. Simulación de alternativas selvícolas con inclusión del riesgo de incendio. Tesis doctoral. Escuela Politécnica Superior de Lugo. Universidad de Santiago de Compostela. 297 p.
- Caycedo, H. & Poel, P. Van Der. 1988. Comportamiento de 11 especies forestales en diferentes unidades fisiográficas de la región de Bojaya-Chocó, Colombia. Corporación Nacional de Investigación y Fomento Forestal. Serie Técnica N° 27. 35 p.
- Chichignoud, M., Deon, G., Deteinne, P., Parrant, B. & Vantomme, P. 1990. Atlas de las maderas tropicales de América Latina. Organización Internacional de las Maderas Tropicales, Centre Technique Forestier Tropical (Francia). Traducido por Isabel Bague Bofill. Japón. 218 p.
- Clark, D.A. & Clark, D.B. 1992. Life history diversity of canopy and emergent trees in neotropical rain forest. *Ecol. Monogr.* 62 (3): 315-344.
- Claussi, A., Marmillod, D. & Blaser, J. 1992. Descripción silvicultural de las plantaciones forestales de Jenaro Herrera. Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana. Iquitos, Perú. 334 p.
- Clutter, J. & Bennett, F. 1965. Diameter distributions in old-field slash pine plantations. *Ga. For. Res. Counc. Rep.* 13 p.
- Clutter, J.L., Fortson, J.C., Pienaar, J.V., Briester, G.H. & Bailey, R.L. 1983. Timber management: a quantitative approach. New York: John Wiley. 333 p.
- Colán, V., Sabogal, C., Snook, L., Boscolo M., Smith. J. & Galván, O. 2002. El manejo forestal en la Amazonía baja del Perú; diagnóstico e implicancias para la adopción de buenas prácticas. CIFOR. Lima, 111 p.
- Comas, C. & Mateu, J. 2007. Modelling Forest Dynamics: A Perspective from Point Process Methods. *Biometrical J.* 49 (2): 176–196.

- Condés, S. 1997. Simulación de parcelas arboladas con datos del Segundo Inventario Forestal Nacional. Tesis doctoral. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes. Universidad Politécnica de Madrid.
- Crawford, M. 1982. Physiological responses to flooding. *Enc. Plant Physiol* 12B: 453-477
- Creemers, J. & D. Lemckert. 1981. Clave para la identificación de las principales especies forestales mediante el uso de la lupa. Documento de trabajo 7. DGF, UNA, PNUD, FAO. 228 p.
- Cruz Rot, M.de la. 2006. Introducción al análisis de datos mapeados o algunas de las (muchas) cosas que puedo hacer si tengo coordenadas. *Ecosistemas* 15 (3): 19-39.
- Daellenbach, H.G., George, J.A. & McNickle, D.C. 1983. *Introduction to Operations Research Techniques*, 2nd Edition, Allyn and Bacon, Boston
- Dance, J. & Ojeda, W. 1979. Evaluación de los recursos forestales del trópico peruano. UNALM. Lima, Perú. 119 p.
- Davis, L.S. & Johnson, K.N. 1987. *Forest management*. 3rd edition. McGraw-Hill.
- Dawkins, H. 1958. The management of natural tropical high forest with special reference to Uganda. Oxford, Inglaterra, Imperial Forestry Institute. Institute paper 34. 155 p.
- De Jong, W. 1995. Diversity, variation, and change in ribereño agricultura and agroforestry, CIP-DATA Koninklijke biliotheek, Den Haag. 168 p.
- De Jong, W. 2001. Tree and forest management in the floodplains of the Peruvian Amazon. Elsevier, Amsterdam. *For. Ecol. Manage.* 150: 125-134.
- Del Río Gaztelurrutia, M. 1988. Régimen de claras y modelo de producción para *Pinus sylvestris* L. en los Sistemas Central e Ibérico. Tesis Doctoral. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes. Universidad Politécnica de Madrid.
- Diéguez-Aranda, U., Castedo-Dorado, F. & Rojo, A. 2006. Compatible taper function for Scots pine plantations in northwestern Spain. *Can. J. For. Res.* 36: 1190-1205.
- Diéguez-Aranda, U., Rojo Alboreca, A., Castedo-Dorado, F., Álvarez González, J.G., Barrio-Anta, M., Crecente-Campo, F., González González, J.M., Pérez-Cruzado, C., Rodríguez Soalleiro, R., López-Sánchez, C.A., Balboa-Murias, M.A., Gorgoso Varela, J.J. & Sánchez Rodríguez, F. 2009. Herramientas selvícolas para la gestión forestal sostenible en Galicia. Consellería do Medio Rural, Xunta de Galicia. 259 p.
- Diggle, P.J. 1979. Statistical methods for spatial point patterns in ecology. En: *Spatial and Temporal Analysis in Ecology*. Cormack, R.M., Ord, J.K (eds.) International Co-operative Publishing House, Fairland, Maryland. pp. 99-150.
- Diggle, P.J. 2003. *Statistical Analysis of Spatial Point Patterns*. 2^a ed. Arnold, London.
- Dixon, P.M. 2002. Ripley's K function. En: *The encyclopedia of environmetrics*. El-Shaarawi, A.H., Piergorsch, W.W. (eds.) John Wiley & Sons Ltd, New York. pp. 1976-1803.
- Dourojeanni, R.M. 1965. Contribución al conocimiento de algunos insectos de importancia forestal en el Perú. Universidad Agraria La Molina. Lima, Perú. *Prom* 63: 136-165.

- Dourojeanni, M. 2008. Intercambiando experiencias de ordenación forestal sostenible; la OIMT hace un balance de su trabajo para fomentar la OFS. Organización Internacional de las Maderas Tropicales - OIMT. Actualidad Forestal Tropical V16 (1):12-15
- Draper, N.R. & Smith, H. 1981. Applied regression analysis. New York: John Wiley & Sons.
- Dumont, J.F., Lamotte, S. & Fournier, M. 1988. Neotectonia del Arco de Iquitos (Jenaro Herrera, Perú). Boletín Sociedad Geológica del Perú 77: 7-18.
- Dumont, J.F., Lamotte, S. & Kahn, F. 1990. Wetland and upland forest ecosystems in Peruvian Amazonia: plant species diversity in the light of some geological and botanical evidence. For. Ecol. Manage. 33/34(1-4): 125-139.
- Duncan, D.B. 1975. Tests and Intervals for Comparisons Suggested by the Data. Biometrics, 31: 339 - 359.
- Ek, A.R. & Monserud, R.A. 1974. Forest: a computer model for simulating the growth and reproduction of mixed species forest-stands. University of Wisconsin, Sch.Nat. Resources, Rpt R 2635.
- Encarnación, F. 1983. Nomenclatura de las especies forestales comunes en el Perú. Proyecto PNUD/PER/81/002. Documento de trabajo N° 7. 149 p.
- Encarnación, F. 1985. Introducción a la flora y vegetación de la Amazonía peruana: estado actual de los estudios, medio natural y ensayo de una clave de determinación de formaciones vegetales en la llanura amazónica. Candollea (40): 237-252.
- Encarnación, F. 1993. El bosque y las formaciones vegetales en la llanura amazónica del Perú. Alma Máter (6): 95–114
- Erviti, J.J. 1991. Desarrollo de modelos de crecimiento y producción de las masas forestales de *Pinus halepensis* Mill. en España. Tesis Doctoral., E.T.S. de Ingenieros de Montes. Universidad Politécnica de Madrid.
- Espinoza, J.C., Lavado, W., Ordóñez, J.J., Fraizy, P., Guyot, J.L., Ronchail, J., Vauchel, P., Cochonneau, G., Filizola, N., Labat D. & De Olivera E. 2009a. Evolución regional de los caudales en el conjunto de la cuenca del Amazonas para el periodo 1974-2004 y su relación con factores climáticos. Revista Peruana Geo-Atmosférica RPGA (1), 66-89.
- Espinoza, J.C., Ronchail, J., Guyot, J.L., Cochonneau, G., Naziano, F., Lavado, W., De Oliveira, E., Pombosa R. & Vauchel, P. 2009b. Spatio-temporal rainfall variability in the Amazon basin countries (Brazil, Peru, Bolivia, Colombia, and Ecuador). Royal Meteorological Society. Int. J. Climatol. (29): 1574–1594.
- FAO, 1993. Management and conservation of closed forests in tropical America FAO, Rome. FAO Forestry Papers. N° 101. 141 pp.
- FAO, 2006. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2005; hacia la ordenación forestal sostenible. FRA 2005. Estudio FAO Montes 147. Roma 2006.

- Finegan, B. 1991. Bases ecológicas de la silvicultura y la agroforestería. Curso Intensivo Internacional de Silvicultura y Manejo de Bosques Naturales Tropicales (4, 1991, Turrialba, C.R.). CATIE. 171 p.
- Fisher, R. & Tippet, H. 1928. Limiting forms of the frequency distributions of the largest or smallest members of a sample. En: 24th Cambridge Philosophical Society, 1927: 180-190.
- Flinta, C. 1960. Prácticas de plantación forestal en América Latina. FAO. Colección FAO Montes N° 3. Roma, Italia. 499 p.
- Flores, Y. 2002. Crecimiento y productividad de plantaciones de seis especies forestales nativas de 20 años de edad en el bosque Alexander von Humboldt, Amazonía peruana. Tesis Mg. Sc., Turrialba, Costa Rica. CATIE. 86 p.
- Freitas, L. 1996. Caracterización florística y estructural de cuatro comunidades boscosas de la llanura aluvial inundable en la zona Jenaro Herrera, Amazonía peruana. Documento Técnico N° 21. IIAP. Iquitos, Perú. 73 p.
- Freitas, L. & Kvist, L. 2000. Fenología de *Unonopsis floribunda* Diles y *Oxandra sphaerocarpa* R. R. Fries (Annonaceae) en bosques de la planicie inundable de Jenaro Herrera, Loreto, Perú. Folia Amazónica 10 (1-2): 183-200.
- Frisk, T. 1978. La extracción forestal en el Perú. Ministerio de Agricultura y Alimentación, Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y Alimentación. Lima, 100 p.
- Gadow, K.v. & Hui, G. 2001. Modelling Forest Development. Kluwer Academic Publishers.
- Gadow, K.v., Rojo, A., Alvarez, J.G. & Rodríguez, R. 1999. Ensayos de crecimiento parcelas permanentes, temporales y de intervalo. Invest. Agr.: Sist. Recursos For.: Fuera de la serie N° 1: 299-310.
- Gadow, K.v., Real, P. & Álvarez-González, J.G. 2001. Modelización del crecimiento y la evolución de bosques. IUFRO World, Series Vol 12. Viena, Austria. 251 p.
- García, J., Paredes, G., Benitez, J. & Estrada, J. 1975. Caracterización de los suelos de la zona de Jenaro Herrera (Prov. De Requena – Dpto. de Loreto). Proyecto Integral de Asentamiento Rural de Jenaro Herrera. Ministerio de Agricultura, Universidad Nacional de la Amazonía Peruana, Cooperación Técnica del Gobierno Suizo. Iquitos, Perú. 61 p.
- García, O. 1988. Growth modelling – a (re) visión. New Zealand Forestry 33(3), 14-17.
- García, O., 1992. What is a diameter distribution?. En: Proceedings of the Symposium on Integrated Forest Management Information Systems - An International Symposium - Minowa, M., Tsuyuki, S. (eds.) Tsukuba, Japan. Japan Society of Forest Planning Press, pp. 11-29.
- García, O. 1994. The state-space approach in growth modelling. Can. J. For. Res. 24: 1894-1903.
- Gautier, L. & Spichiger, R. 1986. Ritmos de reproducción en el estrato arbóreo del arboretum Jenaro Herrera (Provincia de Requena, departamento de Loreto, Perú); contribución al estudio de la flora y de vegetación de la Amazonía peruana. X. Conservatorio y Jardín Botánicos de la

- Ciudad de Ginebra; Organización Suiza para el Desarrollo y la Cooperación, Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana. *Candollea* (Suiza) 41(1): 193-207.
- Gauto, O.A. 1997. Análise da dinâmica e impactos da exploração sobre o estoque remanescente (por espécie e grupos de espécies similares) de uma floresta Estacional Semidecidual em Misiones, Argentina. (Disertación de Maestrado). Curitiba: Universidade Federal do Paraná, 1997. 133p.
- Gavrikov, V.L. & Stoyan, D. 1995. The use of marked point processes in ecological and environmental forest studies. *Environ. Ecol. Stat.* 2: 331–344.
- Gentry, A.H. 1985. Algunos resultados preliminares de estudios botánicos en el Parque Nacional del Manú. En: Reporte Manú. Ed. Por Centro de Datos para la Conservación. The Nature Conservancy/Universidad Nacional Agraria La Molina. Lima, Perú. 14 p.
- Gentry, A.H. 1988. Tree species richness of upper Amazon forests. *Proc. Nat. Acad. Sci.* 85: 156-159. USA.
- Gentry, A.H. 1993. A field guide to the families and genera of woody plants of Northwest South America (Colombia, Ecuador, Perú) with supplementary notes on herbaceous taxa. Conservation International. Washington, DC. 895 p.
- Gentry, A.H. & López, J. 1980. Deforestation and increased flooding of the upper Amazon. *Science*, 210: 1354-1356.
- Gentry, A.H. & Terborgh, J. 1990. Composition and dynamics of the Cocha Cashu "mature" floodplain forest. En: Four neotropica rainforests. Gentry, A.H. (editor). New Haven and London: Yale University Press. pp. 542-563.
- Gill, C.J. 1970. The flood tolerance of woody species – a review. *Forestry Abstracts*, 31(4): 671-688
- Glenn-Lewis, D.C., Peet, R.K. & Veblen, T.T. 1992. Plant succession – theory and prediction. Population and Community Biology Series 11. Chapman & Hall, 352 p.
- Godínez-Ibarra, O., Ángeles-Pérez, G., López-Mata, M., García-Moya, E., Valdez-Hernández, J.I., De Los Santos-Posada, H. & Trinidad-Santos, A. 2007. Lluvia de semillas y emergencia de plántulas de *Fagus grandifolia* subsp. mexicana en La Mojonera, Hidalgo, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 78: 117-128 pp.
- Goreaud, F. & Pelissier, R. 1999. On explicit formulas of edge effect correction for Ripley's K-function. *J. Veg. Sci.* 10: 433-438.
- Gorgoso Varela, J.J. 2003. Caracterización de las distribuciones diamétricas de *Betula alba* L. en Galicia. Tesis doctoral. Escuela Politécnica Superior de Lugo. Universidad de Santiago de Compostela.
- Gottsberger, G. 1978. Seed dispersal by fish in the inundated regions of Humaitá, Amazonía. *Biotropica* 10: 170-183.

- Gregoire, T., Schabenberger, O. & Barret, J. 1995. Linear modelling of irregularly spaced, unbalanced, longitudinal data from permanent-plot measurements. *Can. J. For. Res.* 25: 137-156.
- Guyot, J.L., Bazán, H., Fraizy, P. & Ordoñez, J. 2007. Suspended sediment yields in the Amazon basin of Peru, first estimation. *Water quality & sediment behaviour of the future: Predictions for the 21st Century*. IAHS Publ., pp 1-8
- Haase, P. 1995. Spatial pattern analysis in ecology based on Ripley's K-function: introduction and methods of edge correction. *J. Veg. Sci.* 6: 575-582.
- Hafley, W. & Schreuder, H. 1977. Statistical distributions for fitting diameter and height data in even-aged stands. *Can. J. For. Res.* 7 (3): 481-487.
- Hallé, F. & Oldeman, R.A.A. 1970. *Essai, sur l'architecture et la dynamique de croissance des arbres tropicaux*. Masson, Paris. 178 p.
- Hartley, H.O. 1961. The modified Gauss-Newton method for the fitting of nonlinear regression functions by least squares. *Technometrics*, 3: 269-280.
- Hiraoka, M. 1985. Mestizo subsistence in riparian Amazonia. *National Geographic Research*, 1(2): 236-246
- Holdbrook, K. M. 2003. Seed dispersal by toucans in Amazonia Ecuador. University of Missouri – St. Louis. 17 p
- Huang, S. 2002. Validating and localizing growth and yield models: procedures, problems and prospects. *Proceedings of IUFRO workshop "Reality, models and parameter estimation - the forestry scenario"*. Sesimbra, Portugal.
- Hunter, J.R. 1991. Observaciones on the growth, ecology and uses of *Minquartia guianensis*, a humid tropical tree. *The International Tree Crops Journal*, 6: 221-238
- Husch, B., Miller, C.I. & Beers, T. W. 1972. *Forest mensuration*. New York. John Wiley & Sons, 352 p.
- Hutchinson I. 1993. Puntos de partida y muestreo diagnóstico para silvicultura de bosques naturales del Trópico Húmedo. CATIE – PMIRN Serie Colección Silvicultura y Manejo de Bosques Naturales, N° 7, Turrialba, Costa Rica. 32 p.
- INRENA. 1996. *Guía explicativa del Mapa Forestal 1995*. Ministerio de Agricultura – Lima – Perú. 125 p.
- Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana - IIAP. 1997. *Zonificación de los bosques de producción de la región Loreto*. IIAP. Iquitos, Perú. 30 p.
- Instituto Nacional de Estadística e Informática – INEI. 2010. *Perú: Anuario de estadísticas ambientales 2010*. Lima, Perú. 523 p.
- Irion, G., Junk, J. & De Mello, J. 1997. The large central Amazonian river floodplain nears Manaus: geological, climatological, hidrological and geomorfological aspects. En: *The Central Amazon floodplain. Ecological of a pulsing system*. Junk, J. (ed.), Springer-Verlag, Berlin, pp. 23-46.

- Izquierdo, L. 1993. Propiedades físicas y mecánicas de la madera de nueve *Bombacaceae* de la Universidad Experimental Dantas. Tesis para optar el título de Ingeniero Forestal UNALM. Lima, Perú. 115 p.
- Janzen, D.H. 1971. Seed predation by animals. *Annual Review of Ecology and Systematics* 2: 456-492
- Janzen, D.H. 1978. Seedling patterns of tropical trees. En: *Tropical trees as living systems*. Tomlinson, P.B., Zimmermann, M.H. (eds.). Cambridge University. p. 83-128
- JUNAC. 1981. Tablas de propiedades físicas y mecánicas de la madera de 20 especies del Perú. PADT REFORT. Lima, Perú. 53 p.
- Junk, J. 1980. Areas inundables – Un desafío para Limnología. *Acta Amazonica* 10(4): 775-795.
- Junk, J. 1989. Flood tolerance and tree distribution in central Amazonian floodplains. En: *Tropical forests. Botanical dynamics, speciation and diversity*. Holm-Nielsen, L.B., Nielsen, I.C., Balslev, H. (eds.) Academic Press Limited, pp. 47-64
- Junk, J. 1993. Wetlands of tropical South America. En: *Wetlands of the World, inventory, ecology and management*. Whigham, D., Dykova, D., Jenny, S. (eds.) Kluwer Academic Publisher, Dordrecht, pp. 679-739.
- Junk, J. 1997. General aspects of floodplain ecology with special reference to Amazonian floodplain. En: *The Central Amazon Floodplain. Ecology of a pulsing system*. Junk, W.J. (ed.) Springer – Verlag, Berlin.
- Kalliola, R. & Puhakka, M. 1993. Geografía de la selva baja peruana. En: *Amazonía Peruana, Vegetación húmeda tropical en el llano subandino*. Kalliola, R., Puhakka, M., Danjoy (eds.) Iquitos. 9 - 22 pp.
- Khattree, R. & Naik, D. 1999. *Applied multivariate statistics with SAS® Software*, 2nd ed.. Cary, NC. Sas Institute Inc.
- Kiviste, A., Álvarez González, J.G., Rojo Alboreca, A. & Ruíz González, A.D. 2002. Funciones de crecimiento de aplicación en el ámbito forestal. Monografías INIA: Forestal N° 4. Ministerio de Ciencia y Tecnología, Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA). Madrid, España. 190 p.
- Klein, C. & Morales, D. 2002. Consideraciones metodológicas al establecer parcelas permanentes de observación en bosque natural o plantaciones forestales. *Revista Forestal Centroamericana* N° 39-40: 6-12
- Korning, J. & Balslev, H. 1994. Growth rates and mortality patterns of tropical lowland tree species and the relation to forest structure in Amazonian Ecuador. *J. Trop. Ecol.* 10: 151-166.
- Kozak, A. & Kozak, R. 2003. Does cross validation provide additional information in the evaluation of regression models? *Can. J. For. Res.* 33: 976-987.
- Kroll, B., Nalvarte, W. & Marmillod, D. 1994. Árboles del Perú; especies forestales de Dantas. UNALM. Lima. 148 p.

- Kvist, L.P. & Nebel, G. 2000. Bosque de la llanura aluvial del Perú: Ecosistemas, habitantes y uso de los recursos. *Folia Amazónica* 10(1-2): 5-55
- Kvist, L., Anderson, J., Hesselsoe, M. & Vanclay, J. 1995. Estimating use values and relative importance of Amazonian flood plain trees and forest to local inhabitants. *Commonwealth Forestry Review* 74: 293-300.
- Kvist, L., Andersen, M., Stagegaard, J., Hesselsoe, M. & Llapapasa, C. 2001a. Extraction from woody forest plants in flood plain communities in Amazonian Peru: use, choice, evaluation and conservation status of resources. *For. Ecol. Manage.* 150:147-174.
- Kvist, L.P., Soren, G., Cáceres, A. & Oré, I. 2001b. Socio-economy of flood plain households in the Peruvian Amazon. *For. Ecol. Manage.* 150: 175-186.
- Lamprecht, H. 1990. Silvicultura en los trópicos; los ecosistemas forestales en los bosques tropicales y sus especies arbóreas – posibilidades y métodos para un aprovechamiento sostenido. Traducido por Antonio Carrillo. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit. Eschborn, Alemania. 335 p.
- Landis, R.J., Heyman, E.R. & Koch, G.G. 1978. Average Partial Association in Three-way Contingency Tables: A Review and Discussion of Alternative Tests. *Int. Stat. Rev.* 46: 237-254.
- Lao, R. 1970. Descripción dendrológica. In Estudio de las especies forestales de Yurimaguas. Lima, Perú. UNALM. Parte II. 15-185 p.
- Lao, R. 1989. Manual de identificación de especies forestales. Pucallpa, Perú. Proyecto de Capacitación, Extensión y Divulgación Forestal. 210 p.
- Lao, R. & Flores, S. 1972. Árboles del Perú; descripción de algunas especies forestales de Jenaro Herrera – Iquitos. UNALM – COTESU. Lima. 195 p.
- Leaño, C. & Saravia, P. 1998. Monitoreo de parcelas permanentes de medición en el bosque Chimanes. Documento Técnico 67/1998. Proyecto de Manejo Forestal Sostenible BOLFOR. Santa Cruz, Bolivia. 22 p.
- Llerena, C., Arias, E. & Ramírez, H. 2008. Uso del modelo Zelig para el seguimiento y evaluación de la dinámica del bosque A. von Humboldt, Pucallpa, Perú, con fines de manejo. Universidad Nacional Agraria La Molina. 16 p.
- López, J. & Freitas D., 1990. Geographical aspects of forested wetlands in the Lower Ucayali, Peruvian Amazonia. *For. Ecol. Manage.* 33/34: 157-168
- López Sánchez, C.A., 2009. Estado selvícola y modelos de crecimiento y gestión de plantaciones regulares de *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco en España. Tesis Doctoral. Escuela Politécnica Superior de Lugo. Universidad de Santiago de Compostela. 300 p.
- Loureiro, A., Silva, Da, M. & Cruz, Da, J. 1979. Essências madeireiras da Amazônia, Vol I. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA. Manaus – Brasil. 245 p.

- Maltamo, M., Puumalainen, J. & Päivinen, R. 1995. Comparison of beta and Weibull functions for modelling basal area diameter distribution in stands of *Pinus sylvestris* and *Picea abies*. Scand. J. Forest Res. 10: 284-295.
- Manta, I. 1989. Análisis silvicultural de dos tipos de bosque húmedo de bajura en la vertiente atlántica de Costa Rica. Tesis para optar el grado de Magister en Ciencias. CATIE. Costa Rica. 150 p.
- Marengo, J. 1983. Estudio agroclimático en la zona de Jenaro Herrera (Requena – Loreto) y climático en selva baja Noreste del Perú. Tesis Ing. Meteorólogo. Universidad Nacional Agraria La Molina. Lima. Perú. 440 p.
- Marengo, J. 2004. Interdecadal variability & trends of rainfall across the Amazon basin. Theoretical & applied climatology 78: 79–96.
- Marengo, J. & Sánchez, W. 1985. Anomalías climáticas en la Amazonía peruana: Friajes y Veranillos en la zona de Jenaro Herrera/Loreto. Anales científicos UNA. 21: 139-150
- Marengo, J., Nobre, C., Tomasella, J., Oyama, M., de Oliveira, G., de Oliveira, R., Camargo, H., & Alves, L. 2008. The drought in Amazonia in 2005. Journal of Climate, 21: 495–516.
- Martínez, P. 2002. Tablas de volumen y almacenamiento de Carbono de *Calycophyllum spruceanum* (Bentham) Hooker f. ex Schuman “capirona” en bosques aluviales. Tesis para optar el título de Ingeniero Forestal UNAP. Iquitos, Perú. 95 p.
- Masson, J. & Ricse, A. 1977. Germinación y crecimiento de algunas especies nativas en el vivero del Bosque Nacional Alexander von Humboldt. Lima, Perú. Proyecto PNUD/FAO/PER/71/551. Documento de trabajo N° 13. 52 p.
- Meggers, J. 1971. Amazonía. Man and culture in a counterfeit paradise. AHM Publishing Corporation. Illinois, USA. 182 p.
- Miller, L. 1956. Tables of percentage points of Kolmogorov statistic. J. Amer. Statistical Assoc., 51: 111-121.
- Moller, J. & Waagepetersen, R.P. 2007. Modern statistics for spatial point processes. Scand. J. Stat. 34: 643–684.
- Moscovich, F.A. 2004. Modelos de crecimiento y producción forestal. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) Estación Experimental Agropecuaria (EEA) Montecarlo. Informe Técnico N° 55. Argentina. 42 p.
- Munro, D.D. 1974. Forest growth models: a prognosis. En: Growth Models for Tree and Stand Simulation. Fries, J. (ed.) Stockholm: Royal Colleg of Forestry, Res. Note 30, Dept. Forest Yield. 7-21 pp.
- Munro, D.D. 1982. Teaching growth model construction. A case study. Pollanshutz 83, 173-188.
- Nanos, N., Tadesse, W., Montero, G., Gil, L. & Alia, R. 2001. Spatial stochastic modelling of resin yield from pine stands. Can. J. For. Res. 31: 1140–1147.

- Nebel, G. 1999. The ecology and management of flood plain forest in the Peruvian Amazon. Ph. D. dissertation. The Royal Veterinary and Agricultural University Copenhagen. Dinamarca. 179 p
- Nebel, G. 2000a. *Minquartia guianensis* Aubl.: Uso, ecología y manejo en forestería y agroforestería. *Folia Amazónica* 10(1-2): 201-223
- Nebel, G. 2000b. Árbol de la llanura aluvial amazónica *Maquira coriacea* (Karsten) C.C. Berg: aspectos de ecología y manejo. *Folia Amazónica* 11(1-2): 5-30
- Nebel, G. & Baluarte, J. 2000. Ecología y desarrollo de *Hura crepitans* L. y *Terminalia oblonga* (Ruiz Lopez & Pavon) Steudel en bosques del llano inundable de la Amazonía peruana. Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana. Memoria anual 2000. Iquitos, Perú. 10 p.
- Nebel, G. & Baluarte, J. 2002a. Crecimiento de *Virola pavonis* (A. DC) A.C. Smith en bosques aluviales peruanos – resultados preliminares. *Folia Amazónica* 13(1-2): 175–182
- Nebel, G. & Baluarte, J. 2002b. The ecological basis for the management of floodplain forest in the peruvian Amazon. En: Memoria Simposio Internacional da IUFRO "Manejo Integrado de Florestas Úmidas Neotropicais por indústrias e Comunidades; aplicando resultados de pesquisa, envolvendo atores e definindo políticas públicas". Sabogal, C., Silva, N. (eds. Téc.). CATIE, CIFOR, EMBRAPA. Belém, Brasil. 140 - 157 pp.
- Nebel, G., Dragsted, J. & Salazar, A. 2000a. Depósito de detrito, biomasa y producción primaria neta en los bosques de la llanura aluvial inundable de la Amazonía peruana. *Folia Amazónica* 11(1-2): 41-63
- Nebel, G., Dragsted, J. & Vanclay, J. 2000b. Estructura y composición florística del bosque de la llanura aluvial inundable de la Amazonía peruana: II. El sotobosque de la restinga. *Folia Amazónica* 10(1-2): 151-181
- Nebel, G., Kvist, L.P., Vanclay, J., Christensen, H., Freitas, L. & Ruíz, J. 2000c. Estructura y composición florística del bosque de la llanura aluvial en la Amazonía peruana: I. El bosque alto. *Folia Amazónica* 10(1-2): 91-149
- Otárola, E. & Linares, C. 2002. Tablas de volumen total y comercial de plantaciones de tornillo en Loreto, Perú. *Folia Amazónica* 13(1-2): 151 – 174
- Otárola, E., Freitas, L., Linares, C. & Baluarte, J. 2001. Estimación de la calidad de sitio mediante "índices de sitio" para *Cedrelinga catenaeformis* Ducke (Tornillo) en plantaciones de Jenaro Herrera, Loreto (Perú). *Folia Amazónica* 12(1-2): 39 – 52
- Paredes, G. 1979. Máxima capacidad de absorción de fósforo de los suelos tropicales ácidos del Perú. Porcentaje de MCA para un rendimiento máximo. Tesis M. Sc. Universidad Nacional Agraria – La Molina. Lima. 23-38 pp.
- Paredes, G., Kauffman, S. & Kalliola, R. 1998. Suelos aluviales recientes de la zona Iquitos-Nauta. En: Geología y desarrollo amazónico; estudio integrado en la zona de Iquitos, Perú. Kalliola, R., Flores, Y. (eds.). Iquitos. 231-251 pp.

- Pelissier, R., 1998. Tree spatial patterns in three contrasting plots of as southern Indian tropical moist evergreen forest. *J. Trop. Ecol.* 14: 1-16.
- Pennington, T. 1988. Descripción general y botánica de 40 árboles de la región ecuatoriana de Lumbacui, Quito, Ecuador. Dirección Nacional Forestal/Misión Forestal Alemana. 40 p.
- Penttinen, A.K., Stoyan, D. & Henttonen, H.M. 1992. Marked point processes in forest statistics. *For. Sci.* 38: 806-824.
- Pérez, C. 2001. Técnicas estadísticas con SPSS. Pearson Educación, S.A. Madrid.
- Pérez, O. 1990. El sector forestal y su participación en la economía nacional. CONCYTEC. Lima. 90 p.
- Phillips, O.L. & Gentry, A.H. 1994. Increasing turnover through time in tropical forests. *Science* 263: 954-958.
- Phillips, O.L., Hall, P., Gentry, A.H., Sawyer, S.A. & Vásquez, R. 1994. Dynamics and species richness of tropical rain forests. *Pro. Natl. Acad. Sci.* 91: 2805-2809.
- Prance, G.T. 1978. The origin and evolution of the Amazon Flora. *Interciencia* 2 (4): 207-222.
- Pretzsch, H., Biber, P., Dursky, J., Gadow, K., Hasenauer, H., Kändler, G., Kenk, G., Kublin, E., Nagel, J., Pukkala, T., Skovsgaard, P., Södtke, R. & Sterba, H. 2002. Recommendations for standardized documentation and further development of forest growth simulators. *Forstw. Cbl.* , 121 (3): 138-151.
- PROMPEX, WWF, USAID, INIA, ITTO. 2002. Maderas del Perú. Proyecto Promoción de Nuevas Especies Forestales del Perú en el Comercio Exterior. Lima, Perú. 80 p.
- Puhakka, M. & Kalliola, R. 1993. La vegetación en áreas de inundación en la selva baja de la Amazonía peruana. En: Amazonía peruana; vegetación húmeda tropical en el llano subandino. Kalliola, R., Puhakka, M., Danjoy, (eds.). Jyväskylä, Finlandia. 113-138 pp.
- Putz, F. 1984. How trees avoid and shed lianas. *Biotropica (USA)* 16 (1): 19-23
- Quevedo, A. & Del Castillo, S. 1994. Crecimiento inicial de *Ceiba samauma* trasplantadas en campo abierto con aplicación de humus de lombriz, en un suelo de Pucallpa. Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana. *Folia Amazónica* 6 (1-2): 197-210
- Quirós, D. & Finegan, B. 1994. Manejo sustentable de un bosque natural tropical en Costa Rica. CATIE, Serie Técnica, Informe Técnico N° 225. 26 p.
- R Development Core Team, 2005. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Viena.
- Rankin-de-Mérona, J.M., Hutchings, H. & Lovejoy, T.E., 1990. Tree mortality and recruitment over a five-year period in undisturbed upland rainforest of the Central Amazon. En: Four neotropical rainforests. Gentry, A.H. (ed.) New Haven: Yale University Press. 573-584 pp.
- Ríos, A.F. 1991. Estudio fenológico de 108 especies forestales del Arboretum terraza alta (ATA) Jenaro Herrera – Loreto – Perú. Tesis Ing. Forestal UNAP. Iquitos, Perú. 104 p.

- Ripley, B.D. 1976. The second-order analysis of stationary point processes. J. Appl. Probab. 13: 255-266.
- Ripley, B.D. 1979. Test of 'randomness' for spatial patterns. J. R. Stat. Soc. B 41: 368-374.
- Rojas, T.del P. 2004. Modelos de crecimiento y fijación de Carbono en plantaciones de *Cedrelinga catenaeformis* D. Ducke (tornillo) y *Simaroba amara* Aublet (marupá) en plantaciones forestales de Jenaro Herrera. Tesis para optar el título de Ingeniera Forestal UNAP. 124 p.
- Rodrigues, W.A. 1980. Revisão taxonômica das espécies de *Virola Aublet* (Myristicaceae) do Brasil. Acta Amazonica Año X (1) Suplemento: 54-60 y 87 - 90
- Roosmalen, G.M.v. 1985. *Annonaceae*; fruits of the Guianan Flora. Utrecht/Wagenigen. Holanda. 4-21 pp.
- Roosmalen, G.M.v. 2003. *Myristicaceae*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA. Brasil. 28 p.
- Ros-Tonen. M. 1993. Tropical hardwood from the Brazilian Amazon. Verlag Breitenbach Publisher, Saarbrücken – Fort Lauderdale. 279 pp.
- Salo, J., Kalliola, R., Häkkinen, I., Mäkinen, Y., Niemälä, P., Puhakka, M. & Coley, P. 1986. River dynamics and the diversity of Amazon lowland forest. Nature 322: 254-258.
- Sanquetta, C.R. 1996. Fundamentos biométricos dos modelos de simulação floreal. Curitiba: Universidade Federal do Paraná/FUPEF – Série Didática Nº 8. 59 p.
- SAS Institute. 2004a. SAS/STAT™. 9.1. User's Guide. Cary, NC.: SAS Institute Inc.
- SAS Institute. 2004b. SAS/ETS™. 9.1. User's Guide. Cary, NC.: SAS Institute Inc.
- Seabloom, E.W., Bjornstad, O.N., Bolker, B. & Reichman, O.J. 2005. The spatial signature of dispersal and competition in successional grasslands. Ecol. Monogr. 75:199-214.
- Shaw, D., Chen, J., Freeman, E. A. & Braun, D.M. 2005. Spatial and population characteristics of dwarf mistletoe infected trees in an old-growth Douglas-fir – western hemlock forest. Can. J. For. Res. 35: 990–1001.
- Sitoe, A. 2000. Modelos de crecimiento y parcelas permanentes de muestreo: en la búsqueda de una interacción positiva. CATIE. Revista Forestal Centroamericana Nº 30: 6-11.
- Sleumer, H.O. 1984. Flora Neotrópica, Monograph Number 38, Olacaceae. The New York Botanical Garden, New York.
- Soares, P., Tomé, M., Skovsgaard, J. & Vanclay, J. 1995. Evaluating a growth model for forest management using continuous forest inventory data. Elsevier. For. Ecol. Manage. 71: 251-265.
- Sokal, R. & Rohlf, F. 1981. Biometry. New York: W.H. Freeman and Company. 2ª edición.
- Souza, J. 1983. Caracterización dendrológica de 22 especies forestales de la Estación Experimental Alexander von Humboldt – Pucallpa. Tesis para optar el título de Ingeniero Forestal. UNALM. Lima, Perú. 197 p.

- Spichiger, R. 1982. Prueba de clave para reconocer, a partir de los órganos vegetativos, las principales familias de árboles de una reserva natural de la Amazonía peruana. Editado en español y francés. Suiza. Saussure V 13(1): 1-16
- Spichiger, R., Méroz, J., Loizeau, P. & Stutz De Ortega, L. 1989. Contribución a la flora de la Amazonía peruana; los árboles del arboretum Jenaro Herrera. V 1 Moraceae a Leguminosae. Boissiera 43. Conservatorio y Jardín Botánico de la ciudad de Ginebra; Organización Suiza para el Desarrollo y la Cooperación, Berna; Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana, Iquitos. Ginebra, Suiza. 359 p.
- Spichiger, R., Méroz, J., Loizeau, P. & Stutz De Ortega, L. 1990. Contribución a la flora de la Amazonía peruana; los árboles del arboretum Jenaro Herrera. V 2 Linaceae a Palmae. Boissiera 44. Conservatorio y Jardín Botánico de la ciudad de Ginebra; Organización Suiza para el Desarrollo y la Cooperación, Berna; Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana, Iquitos. Ginebra, Suiza. 565 p.
- Spurr, S.H. 1952. Forest inventory. New York: The Ronald Press Co.
- Stoyan, D. & Penttinen, A. 2000. Recent Applications of Point Process Methods in Forestry Statistics. Stat. Sci. 15 (1): 61-78.
- Stoyan, D. & Stoyan, H. 1994. Fractals, Random Shapes and Point Fields. Wiley, Chichester.
- Strandby, U., Kamelarczyk, K. & Horlych-Paulsen, C. 2000. Aspectos de regeneración e incremento de la especie maderable *Virola pavanis* (A. DC.) en los bosques aluviales de la selva baja peruana. Dinamarca, 79 p.
- Synnott, T.J. 1979. Manual de procedimiento de parcelas permanentes para Bosque Húmedo Tropical. Traducido por Valerio, J. 1991. Serie de Apoyo Académico N° 12. Instituto Tecnológico de Costa Rica. 30 p.
- Teixeira, D.E., Santana, M.A.E. & de Souza, M.R. 1988. Amazonian timbers for the international market. ITTO. Technical Series 1. IBD/ITTO. Yokohama, Japón. 94 p.
- Toledo, E. 1994. Mercado y desarrollo de la industria forestal con especies de maderas no tradicionales. Documento presentado en el Seminario Taller "Biodiversidad y desarrollo sostenible en la Amazonía en una economía de mercado". Pucallpa, Perú. 46 p.
- Torres, G. 2001. Avances sobre la fenología de 18 especies forestales en el bosque de la llanura aluvial inundable de Jenaro Herrera. Documento de trabajo. IIAP. Iquitos, Perú. 54 p
- Ugalde, L. 1999. El Sistema MIRA componente de silvicultura; manual del usuario. Versión 2.5. Centro Agronómico de Investigación y Enseñanza – CATIE. 64 p.
- UNALM. 2010. Árboles útiles de la Amazonía peruana y sus usos. Lima, Perú. 32 p
- Valsta, L.T. 1993. Stand management optimization based on growth simulators. The Finnish Forest Research Institute, Research Papers 453.51.
- Vanclay, J. 1994. Modelling forest growth and Yield; Applications to mixed tropical forests. Wallingford, CAB International. 297 p.

- Vancly, J. & Skovsgaard, J. 1997. Evaluation of forest growth models. *Ecol. Model.* 98: 1-12.
- Vásquez, R. 1997. Flórmula de las reservas biológicas de Iquitos, Perú; Allpahuayo-Mishana, Explornapo Camp, Explorama Lodge. Monographs in systmatic Botany from the Missouri Botanical Garden Vol 63. Rudas, A., Charlotte, T. (eds.) U.S.A. 1046 p.
- Vieira, G. 1996. Gap dynamics in managed Amazonian forest: Structural and ecophysiological aspects. PhD. Dissertation. Linacre College an Oxford Forestry Institute. Departament of Plant Sciences. University of Oxford. 162 p.
- Weibull, W. 1939. A statistical distribution function of wide applicability. *Journal of Applied Mechanics*, 18, 293-296.
- Wensel, L.c. & Koehler, J.R. 1985. A tree growth projection system for Northern California coniferous forests. Northern California Forest Yield Cooperative, University of California, Research Note No. 12
- Wiegand, T., Jeltsch, F., Hanski, I. & Grimm, V. 2003. Using pattern-oriented modeling for revealing hidden information: a key for reconciling ecological theory and application. *Oikos* 100: 209-222.
- Whitmore, T.C. 1990. An introduction to tropical rain forests. Clarendon Press. Oxford. U.K. 226 p.
- Wolfinger, R.D. 1996. Heterogeneous variance-covariance structures for repeated measures. *J. Agric. Biol. Envir. S.*, 1: 205-230.
- Youngblood, A., Max, T. & Coe, K. 2004. Stand structure in eastside old-growth ponderosa pine forests of Oregon and northern California. *For. Ecol. Manage.* 199: 191–217.
- Zanakis, S.H. 1979. A simulation study of some simple estimators for the three parameter Weibull distribution. *J. Stat. Comput. Simul.* 9: 101-116.
- Zimmerman, D. & Nuñez-Antón, V. 2001. Parametric modelling of growth curve data: An overview (with discussion). *Test*, 10: 1-73.
- Zutter, B., Oberwald, R., Murphy, P. & Farrar, R. 1986. Characterizing diameter distributions with modified data types an forms of the weibull distribution. *For. Sci.*, 32 (1): 37-48.